

Pesticides, agriculture et environnement



Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux

Expertise scientifique collective

Rapport de l'expertise réalisée par l'INRA et le Cemagref
à la demande du Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP)
et du Ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD)

Décembre 2005



Expertise scientifique collective INRA - Cemagref

Pesticides, agriculture et environnement

**Réduire l'utilisation des pesticides
et en limiter les impacts environnementaux**

Rapport d'expertise

Jean-Noël Aubertot, Jean-Marc Barbier, Alain Carpentier,
Jean-Joël Gril, Laurence Guichard, Philippe Lucas, Serge Savary,
Isabelle Savini, Marc Voltz (éditeurs)

Décembre 2005

Institut National de la Recherche Agronomique
147 rue de l'Université • 75338 Paris cedex 07
Tél 01 42 75 90 00 • Fax 01 47 05 99 66

www.inra.fr

Cemagref
Parc de Tourvoie • BP 44 • 92163 Antony cedex
Tél 01 40 96 61 21 • Fax 01 40 96 60 36

www.cemagref.fr

Référence pour citer le rapport

Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France).

Le rapport d'expertise a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA et le Cemagref.

Contacts

Philippe Lucas, INRA : Philippe.Lucas@rennes.inra.fr
Jean-Joël Gril, Cemagref : gril@lyon.cemagref.fr

Claire Sabbagh, INRA, Unité Expertise scientifique collective : sabbagh@paris.inra.fr
Gérard Brugnot, Cemagref, Chargé de mission Expertise : gerard.brugnot@cemagref.fr

Avant propos

Les progrès dans la protection des plantes ont largement contribué à l'augmentation des rendements et à la régularité de la production. Faciles d'accès et d'emploi, relativement peu chers, les produits phytosanitaires de synthèse se sont révélés très efficaces et fiables dans un nombre important de cas, sur de grandes surfaces. L'agriculture française a, plus que d'autres, développé des systèmes de production fondés sur l'utilisation de ces produits ; elle apparaît actuellement très dépendante des pesticides, et fait de la France le troisième consommateur mondial de produits phytosanitaires. Mais aujourd'hui l'utilisation systématique de ces produits est remise en question, avec la prise de conscience croissante des risques qu'ils peuvent générer pour l'environnement, voire pour la santé de l'homme. Dans son rapport sur les "Risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires", remis en 2002 au ministère chargé de l'environnement, le Comité de la prévention et de la précaution (CPP) considérait la présomption de risques pour la santé humaine suffisamment sérieuse pour justifier l'application du Principe de précaution. Ces risques pour la santé humaine ont été à nouveau soulignés dans le rapport du 12 février 2004 de la commission d'orientation du Plan national santé-environnement. Le développement de la surveillance des milieux met par ailleurs en évidence l'ampleur de leur dispersion dans l'environnement : le sixième rapport IFEN sur les pesticides dans les eaux pointe ainsi une contamination quasi-généralisée des eaux par ces produits. Ces constats motivent un encadrement qui devient de plus en plus contraignant au plan européen et national, et ne peut se limiter à l'évaluation, même renforcée, des pesticides eux-mêmes et doit s'étendre à l'évaluation de leurs pratiques d'utilisation.

Plusieurs éléments de l'actualité politique européenne et nationale convergent pour inscrire la question de la réduction d'emploi des pesticides dans les perspectives d'actions publiques. Citons, dans le cadre de l'Union européenne : la réforme de la Politique agricole commune (PAC) et les probables renforcements futurs de la conditionnalité environnementale des aides agricoles ; l'application et la révision de la Directive 91/414/CE relative à la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques ; la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau (DCE) qui nécessitera, pour respecter les objectifs de "bon état écologique" des masses d'eau, des actions dont certaines concerneront l'utilisation des pesticides, et enfin la réflexion actuelle sur la définition d'une Directive cadre sur les pesticides (DCP). Au niveau national, le futur Plan interministériel "Pesticides" et le Plan national santé-environnement (PNSE) sont la manifestation de la préoccupation des pouvoirs publics concernant la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides.

C'est dans ce contexte que les ministères chargés de l'agriculture et de l'environnement ont demandé à l'INRA et au Cemagref de réaliser une expertise scientifique collective faisant le point sur les connaissances disponibles concernant les conditions d'utilisation des pesticides en agriculture, les moyens d'en réduire l'emploi et d'en limiter les impacts environnementaux : Que sait-on de l'utilisation des pesticides en France ? Comment mieux utiliser les produits et aménager l'espace pour limiter les contaminations ? Comment modifier les pratiques et faire évoluer les systèmes de production afin de les rendre moins dépendants des pesticides ?

Cette expertise exclut les aspects relatifs à la santé humaine. Elle se limite aux usages agricoles des pesticides, qui représentent 90% de la consommation totale. Elle n'a pas pour objet de fournir directement un appui méthodologique à l'homologation des produits, ou aux opérations locales de réduction des pollutions des eaux par les produits phytosanitaires actuellement en cours.

Le travail a été réalisé par un groupe d'une trentaine d'experts de différentes disciplines (agronomie, protection des cultures, sciences du sol, hydrologie, bioclimatologie, écotoxicologie, économie, sociologie...) et d'origines institutionnelles diverses (INRA, Cemagref, IRD et BRGM). Il s'est appuyé sur les publications scientifiques mondiales dont les experts ont extrait, discuté et assemblé les éléments pertinents pour éclairer les questions posées par les commanditaires. Les questions initiales, formulées au cours d'un processus interactif entre les experts et les demandeurs, ont été consignées dans un cahier des charges auquel les experts ont cherché à se conformer. Toutefois les limites rencontrées dans l'existence ou la disponibilité des données ont pu conduire à infléchir le cours du travail.

L'ensemble des contributions des experts constitue le présent rapport. Les grandes lignes de ce rapport sont par ailleurs reprises, dans la perspective d'utilisation des connaissances qui a motivé la commande de l'expertise, dans une "synthèse" d'une soixantaine de pages. Enfin, les principales conclusions de l'expertise ont été présentées et discutées lors d'un colloque qui a eu lieu le 15 décembre à Paris.

L'expertise se situe entièrement du côté de l'analyse et de l'évaluation et ne se conclut pas par des avis et recommandations pour l'action faites aux commanditaires. Elle engage la responsabilité des experts sur le contenu scientifique du rapport, individuellement dans leur domaine de compétence, et collectivement pour la cohérence de l'ensemble. Elle engage la responsabilité des institutions, INRA et Cemagref, sur le respect procédural des principes de qualité qui régissent la conduite des expertises.

Sommaire détaillé

Avant propos
Sommaire détaillé
Auteurs et éditeurs de l'expertise

Chapitre 1. Introduction

1.1. Eléments de contexte

1.2. L'expertise scientifique collective

Chapitre 2. Connaissance de l'utilisation des pesticides

(61 p. + bibliographie + annexes)

2.1. Consommation de pesticides

2.1.1. Données utilisées

2.1.2. Evolution des consommations de pesticides en France depuis 1979

2.1.3. La consommation en France par rapport aux autres pays de l'Union

2.1.4. La consommation pour les différentes cultures

2.1.5. Idées essentielles

2.2. Les pesticides : caractéristiques, mode d'action et évolution

2.2.1. Caractéristiques et modes d'action des pesticides, évolution quantitative

2.2.2. Etat des lieux et évolution du contexte

2.2.3. Perspectives d'innovation de l'agrochimie à moyen terme.

2.3. Pratiques

2.3.1. Données disponibles / données utilisées

2.3.2. Utilisation des pesticides

2.3.3. Matériels d'application

2.3.4. Idées essentielles

2.4. Structures et acteurs du conseil

2.4.1. Organisation générale du conseil/prescription en France

2.4.2. Outils proposés et stratégies développées

2.4.3. Industries phytosanitaires : éléments de contexte

2.4.4. Idées essentielles

2.5. Bilan du chapitre 2

2.5.1. Les sources utilisées

2.5.2. Exploitation des données : les enseignements en matière de consommation et d'utilisation des pesticides

2.5.3. La question des indicateurs

2.5.4. Le contexte de l'utilisation des pesticides : l'accompagnement technique

Références bibliographiques

Annexes

Chapitre 3. Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques

(219 p. + bibliographie)

3.1. Contamination des milieux et impacts : état des observations disponibles

3.1.1. Définitions préalables

3.1.2. Contamination des eaux (douces de surface et souterraines, côtières)

3.1.3. Contamination de l'air

3.1.4. Contamination des sols

- 3.1.5. Impacts sur les organismes vivants
- 3.1.6. Conclusions sur le suivi de la qualité des milieux et des impacts
- 3.1.7. Synthèse du 3.1.

3.2. Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement : facteurs majeurs

- 3.2.1. Devenir et transfert à l'échelle parcellaire
- 3.2.2. Devenir et transfert aux échelles supra-parcellaires

3.3. Impacts des pesticides sur les écosystèmes

- 3.3.1. Introduction
- 3.3.2. Les écosystèmes terrestres
- 3.3.3. Les écosystèmes aquatiques

3.4. Méthodes de diagnostic des contaminations et des impacts

- 3.4.1. L'évaluation du risque environnemental dans le cadre des AMM
- 3.4.2. Observations - réseaux de surveillance
- 3.4.3. Modélisation des contaminations environnementales et des impacts
- 3.4.4. Indicateurs environnementaux
- 3.4.5. Le diagnostic et les indicateurs du CORPEN

3.5. Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts

- 3.5.1. Au niveau des techniques d'épandage
- 3.5.2. Choix de pratiques culturales et Système de Culture
- 3.5.3. Gestion des éléments du paysage

3.6. Conclusions du chapitre 3

- 3.6.1. Quelques éléments essentiels à retenir sur les processus de contamination des milieux naturels par les produits phytosanitaires et sur les impacts sur l'environnement
- 3.6.2. Méthodes de diagnostic des contaminations et impacts : potentiels et limites
- 3.6.3. Actions de correction et réduction des transferts : possibilités et limites

Références bibliographiques

Chapitre 4. Stratégies de protection des cultures

(104 p. + bibliographie)

4.1. Concepts pour la protection des cultures

- 4.1.1. La protection des cultures : pourquoi ?
- 4.1.2. Bio-agresseurs des cultures et performances des agrosystèmes
- 4.1.3. Typologie des cycles biologiques des bio-agresseurs
- 4.1.4. Quantification de la nuisibilité des bio-agresseurs
- 4.1.6. Quantification des dégâts
- 4.1.7. Quantification du dommage
- 4.1.8. Déterminants des pertes de récolte
- 4.1.9. Définitions du risque en protection des cultures
- 4.1.10. Décisions et stratégies de gestion

4.2. Méthodes de protection des cultures

- 4.2.1. Panorama des différentes méthodes de contrôle
- 4.2.2. Raisonnement de la lutte chimique
- 4.2.3. Les résistances obtenues par la sélection variétale
- 4.2.4. Lutte biologique
- 4.2.5. Les méthodes de lutte physique
- 4.2.6. Les méthodes associées au système de culture : le contrôle cultural
- 4.2.7. Les biotechnologies et le génie génétique
- 4.2.8. Induction de résistance chez les plantes
- 4.2.9. L'intégration en protection des cultures

4.3. Les grandes cultures

- 4.3.1. Les bio-agresseurs des grandes cultures
- 4.3.2. Les pratiques actuelles
- 4.3.3. Les alternatives aux pratiques actuelles en grandes cultures
- 4.3.4. Bilan intermédiaire pour les grandes cultures

4.4. Les productions légumières

- 4.4.1. Les bio-agresseurs des productions légumières
- 4.4.2. Les pratiques actuelles
- 4.4.3. Les alternatives

4.5. La vigne

- 4.5.1. Les bio-agresseurs de la vigne
- 4.5.2. Les pratiques actuelles
- 4.5.3. Les alternatives
- 4.5.4. Bilan intermédiaire pour la vigne

4.6. L'arboriculture fruitière

- 4.6.1. Principaux bio-agresseurs en arboriculture fruitière
- 4.6.2. Pratiques actuelles
- 4.6.3. Alternatives
- 4.6.4. Exemple du verger de pommiers
- 4.6.5. Bilan intermédiaire pour l'arboriculture fruitière

4.7. Bilans et prospectives pour la recherche en protection des cultures

- 4.7.1. Quelques éléments clés
- 4.7.2. Conclusions du Chapitre 4
- 4.7.3. Perspectives pour la recherche

Références bibliographiques

Chapitre 5. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides

(245 p. + bibliographie)

Introduction

5.1. Le contexte

- 5.1.1. Introduction
- 5.1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement
- 5.1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides
- 5.1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses
- 5.1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides
- 5.1.6. Remarques conclusives

5.2. Micro-économie de la demande de pesticides

- 5.2.1. Introduction
- 5.2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire
- 5.2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides
- 5.2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole
- 5.2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque
- 5.2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole
- 5.2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides
- 5.2.8. Remarques conclusives

5.3. Adoption des pratiques économes en pesticides

- 5.3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs
- 5.3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides
- 5.3.3. L'exemple des techniques de dépiçage
- 5.3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques
- 5.3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques
- 5.3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation
- 5.3.7. Le rôle de l'agro-fourmiture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires
- 5.3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique

5.4. Régulation des pollutions par les pesticides

- 5.4.1. Remarques introductives
- 5.4.2. Le cadre d'analyse retenu
- 5.4.3. Choix des instruments : coûts de transaction et régulation par les prix versus les quantités
- 5.4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides
- 5.4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides
- 5.4.6. Les instruments de régulation dans les zones "sensibles"
- 5.4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs

- 5.4.8. Compensations et soutien du revenu agricole
- 5.4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides
- 5.4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs

5.5. Remarques conclusives et synthèse

- Pollutions par les pesticides et choix public : les arbitrages en jeu
- De la dépendance du secteur agricole vis-à-vis des pesticides chimiques
- Politique de réduction des pollutions par les pesticides et efficacité économique : les grands principes
- Un schéma de politique de régulation efficace d'un point de vue économique : l'exemple de la politique danoise
- Mesures pouvant être mises en place à l'échelle globale
- Mettre en place des mesures spécifiques pour gérer des problèmes locaux
- Expertise, recherche et aide à la décision publique

Références bibliographiques

Chapitre 6. Vers une réduction de l'utilisation des pesticides et de leurs impacts environnementaux

(49 p. + 26 p.)

- **Options techniques et moyens à mettre en œuvre**

6.1. Introduction

6.2. Niveau d'objectifs T : limiter les transferts de pesticides

- 6.2.1. Introduction
- 6.2.2. Limiter les transferts à l'application
- 6.2.3. Limiter les transferts post-application dans la parcelle
- 6.2.4. Gestion des éléments du paysage

6.3. Niveau d'objectifs R : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation.

- 6.3.1. Mieux apprécier la pertinence du traitement ou du programme de traitement
- 6.3.2. Choisir le produit le plus adapté
- 6.3.3. Cibler, améliorer l'efficacité du traitement
- 6.3.4. Prévenir l'apparition des résistances aux pesticides
- 6.3.5. Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils
- 6.3.6. Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils
- 6.3.7. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de leur mise en œuvre pour le niveau d'objectifs R

6.4. Niveau d'objectif S : réduire la consommation de pesticides en proposant des systèmes de culture moins, voire non dépendants de leur utilisation.

- 6.4.1. Niveau d'objectifs S :
- 6.4.2. Niveau d'objectifs S+ :
- 6.4.3. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de mise en œuvre pour les niveaux d'objectifs S et S+

6.5. Stratégies existantes, nationales et européennes

- 6.5.1. Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides
- 6.5.2. Mesures agri-environnementales
- 6.5.3. Stratégie thématique européenne
- 6.5.4. Expériences étrangères

6.6. Conclusion

- **Etude de cas "Grandes cultures"**

Auteurs et éditeurs de l'expertise

► Experts

Responsables de la coordination scientifique

Jean-Joël GRIL, Ingénieur de recherche, Cemagref Lyon
Philippe LUCAS, Directeur de recherche, INRA Rennes

Auteurs et contributeurs, éditeurs scientifiques

Anne ALIX, IR*, INRA/SSM Versailles : Ecotoxicologie des écosystèmes terrestres et aquatiques, évaluation des impacts et des risques

Jean-Noël AUBERTOT** , CR*, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, systèmes de culture, protection intégrée, contrôle cultural

Jean-Marc BARBIER, IR, INRA Montpellier : Agronomie, pratiques et comportements techniques des agriculteurs, analyse de la décision

Enrique BARRIUSO, DR*, INRA Grignon : Devenir des pesticides dans les sols

Carole BEDOS, CR, INRA Grignon : Transferts des pesticides vers l'atmosphère

Marc BENOIT, DR, INRA Mirecourt : Dynamique des systèmes de culture et des systèmes de production, agriculture biologique, développement agricole

Bernard BONICELLI, DR, Cemagref Montpellier : Techniques d'application des pesticides, dispersion des pesticides, évaluation et optimisation des matériels et des pratiques

Philippe BONTEMS, DR, INRA Toulouse : Théorie des contrats appliquée à l'économie de l'environnement, économie industrielle

Thierry CAQUET, CR, INRA Rennes : Ecotoxicologie aquatique

Alain CARPENTIER, CR, INRA Rennes : Economie de la production agricole, évaluation des biens environnementaux, économétrie

Michel CLERJEAU, Professeur, ENITAB / INRA Bordeaux : Protection phytosanitaire de la vigne, évaluation des fongicides

Christophe DAVID, ISARA, Lyon : Agriculture biologique, grandes cultures

Philippe DEBAEKE, DR, INRA Toulouse : Agronomie systémique, stratégies en grandes cultures, systèmes à bas niveaux d'intrants, désherbage intégré

Robert DELORME, DR, INRA Versailles : Connaissance et évaluation des produits phytosanitaires et des substances actives, toxicité des insecticides, résistances aux insecticides

Igor DUBUS, IR, BRGM Orléans : Modélisation du devenir et des transferts de pesticides dans l'environnement, évaluation des risques

Vincent FALOYA, IR, INRA Epoisses : Agronomie des grandes cultures, systèmes de culture intégrés, pratiques agricoles

Chantal GASCUEL, DR, INRA Rennes : Hydrologie, sol et structures paysagères des bassins versants agricoles

Jean-Joël GRIL, IR, Cemagref Lyon : Pollutions diffuses, aménagements correctifs

Laurence GUICHARD, IR, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, évaluation des pratiques agricoles et des systèmes de culture

Marie-Hélène JEUFFROY, CR, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, agriculture biologique

Anne LACROIX, IR, INRA Grenoble : Economie de l'environnement, pollutions diffuses, gestion intégrée des systèmes de culture

Ramon LAPLANA, DR, Cemagref Cestas : Evaluation des politiques agri-environnementales, gestion intégrée des territoires

Stéphane LEMARIÉ, CR, INRA Grenoble : Economie et stratégie des firmes de l'agro-fourmiture

Philippe LUCAS, DR, INRA Rennes : Pathologie végétale, épidémiologie, protection intégrée des cultures

* DR : Directeur de recherche ; CR : Chargé de recherche ; IR : Ingénieur de recherche ; IGREF : Ingénieur du génie rural et des eaux et forêts ; ICGREF : Ingénieur civil du génie rural et des eaux et forêts ; IE : Ingénieur d'études

** En gras : coordinateur scientifique de chapitre, éditeur scientifique du rapport

Françoise MONTFORT, CR, INRA Rennes : Parasitisme tellurique en cultures légumières de plein champ, gestion de la protection à l'échelle du système de culture

Philippe NICOT, CR, INRA Avignon : Maladie des cultures maraîchères sous abri, alternatives aux pesticides pour les cultures maraîchères

Bernadette RUELLE, ICGREF*, Cemagref Montpellier : Protection des cultures et environnement

Benoît SAUPHANOR, IR, INRA Avignon : Arboriculture fruitière, résistance aux insecticides et méthodes alternatives de protection

Serge SAVARY, DR, INRA Bordeaux : Ecologie, biologie des bio-agresseurs ; stratégies de gestion des bio-agresseurs

Nadine TURPIN, IGFREF*, Cemagref Clermont-Ferrand : Economie de l'environnement, économie régionale

Marc VOLTZ, DR, INRA Montpellier : Transfert des pesticides dans les sols et les hydrosystèmes

► **Unité Expertise scientifique collective (UESCo) de l'INRA**

Annie CHARTIER, IR, INRA Versailles : Ingénierie documentaire

Claire SABBAGH, IR, INRA PARIS : Direction de l'Unité, management de l'ESCO

Isabelle SAVINI, IE*, INRA Paris : Rédaction et coordination éditoriale

Chapitre 2

Connaissance de l'utilisation des pesticides

Coordinatrice du chapitre : Laurence Guichard

Auteurs : Marc Benoît (INRA), Bernard Bonicelli (Cemagref), Laurence Guichard (INRA), Robert Delorme (INRA), Vincent Faloya (INRA), Bernadette Ruelle (Cemagref)

Table des matières

2.1. Consommation de pesticides	3
2.1.1. Données utilisées.....	3
2.1.2. Evolution des consommations de pesticides en France depuis 1979.....	4
2.1.3. La consommation en France par rapport aux autres pays de l'Union.....	7
2.1.4. La consommation pour les différentes cultures.....	9
2.1.5. Idées essentielles.....	10
2.2. Les pesticides : caractéristiques, mode d'action et évolution	12
2.2.1. Caractéristiques et modes d'action des pesticides, évolution quantitative.....	12
2.2.2. Etat des lieux et évolution du contexte.....	20
2.2.2.1. Le cadre réglementaire : vers un retrait de substances actives du marché et un durcissement des conditions d'utilisation.....	20
2.2.2.2. Les démarches et mesures incitatives : des mesures d'accompagnement pour une limitation des "grosses erreurs".....	21
2.2.3. Perspectives d'innovation de l'agrochimie à moyen terme.....	24
2.3. Pratiques	26
2.3.1. Données disponibles / données utilisées.....	26
2.3.2. Utilisation des pesticides.....	28
2.3.2.1. Cas des grandes cultures.....	28
2.3.2.2. Cas du maraîchage et des cultures sous abri.....	37
2.3.2.3. Cas des cultures pérennes (arboriculture fruitière et vigne).....	38
2.3.3. Matériels d'application.....	42
2.3.3.1. Les techniques d'application.....	42
2.3.3.2. Les matériels utilisés.....	46
2.3.4. Idées essentielles.....	47
2.4. Structures et acteurs du conseil	48
2.4.1. Organisation générale du conseil/prescription en France.....	48
2.4.2. Outils proposés et stratégies développées.....	48
2.4.2.1. Evolution récente des outils de conseil proposés.....	48
2.4.2.2. Prise en compte de l'environnement par le conseil.....	51
2.4.3. Industries phytosanitaires : éléments de contexte.....	51
2.4.4. Idées essentielles.....	53
2.5. Bilan du chapitre 2	54
2.5.1. Les sources utilisées.....	54
2.5.2. Exploitation des données : les enseignements en matière de consommation et d'utilisation des pesticides.....	56
2.5.3. La question des indicateurs.....	58
2.5.4. Le contexte de l'utilisation des pesticides : l'accompagnement technique.....	59

Références bibliographiques

Annexes :

- A2-1 : Questionnaire de l'enquête "Pratiques culturales" 2001 blé tendre
- A2-2 : Part de la surface avec désherbage mécanique en 2001 pour quatre cultures (maïs, tournesol, betterave, pomme de terre), selon les régions
- A2-3 : Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur blé tendre en 2001
- A2-4 : Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur colza en 2001
- A2-5 : Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur maïs grain en 2001
- A2-6 : Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur pois protéagineux en 2001
- A2-7 : Caractéristiques des principaux outils utilisables en matière de décision de protection phytosanitaire. Bilan non exhaustif réalisé sur grandes cultures, vigne et cultures industrielles
- A2-8 : Lettre ouverte des industriels de la protection des plantes (UIPP, 2004)

2.1. Consommation de pesticides

2.1.1. Données utilisées

Le thème de la consommation des pesticides est très peu abordé dans la littérature scientifique classique. Pour le traiter, il est nécessaire de se rapporter à des rapports d'études publiés par différents organismes privés (European Crop Protection Association, Union des Industries de la protection des plantes et ses homologues dans les autres pays européens, firmes phytosanitaires...) ou publics (Ministères, Commission des communautés européennes, Food and Agriculture Organization...). Les chiffres publiés dans ces rapports sont très souvent estimés à partir des chiffres de vente des principales firmes phytopharmaceutiques. L'utilisation réelle des produits une année donnée peut différer des chiffres de vente du fait des stockages ou déstockages effectués par les utilisateurs ainsi que des exportations ou importations vers d'autres pays, en zone frontalière notamment. Les chiffres de vente traduisent également une diversité des utilisations, certes agricoles pour la plupart, mais également domestiques (jardins, espaces verts).

Dans le cas des données Eurostat de la direction des Statistiques de l'Union Européenne, les chiffres sont fournis par l'European Crop Protection Association (ECPA) regroupant les sept principales firmes vendant des produits phytosanitaires en Europe (Aventis Crop Science, BASF, Syngenta, Bayer, Dupont de Nemours, Dow AgroSciences et Monsanto). A elles seules ces firmes représentent 90% du marché européen des produits de protection des plantes (Eurostat, 2002). Dans le cas de l'Union des Industries de la Protection des Plantes (UIPP), les chiffres fournis présentent les ventes réalisées par les 21 entreprises partenaires, ce qui représente environ 96% du chiffre d'affaires du marché français.

Les données de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, base de données "FAOSTAT") sont obtenues auprès des pays membres par différentes voies : questionnaires, publications nationales et internationales, rapports des représentants de la FAO dans les pays membres, visites. Certaines des données disponibles sont donc incomplètes et leur solidité peut être mise en question.

Ces données font toutes l'objet de statistiques nationales. Les échelles supérieures d'analyse (régionales par exemple) ne sont pas accessibles, ce qui exclut la possibilité de mettre en relation des lieux d'utilisation et des quantités de produits. Cette difficulté n'est pas spécifique à notre pays et est également rencontrée lors d'inventaire des consommations de produits phytosanitaires dans d'autres pays d'Europe, Belgique par exemple (Borgo *et al.* 2004).

Enfin, les consommations sont fournies au mieux de façon agrégée par grande catégorie de produits, herbicides, fongicides et insecticides (y compris acaricides et nématicides). En l'absence de monitoring (ou de résultats accessibles) par produit ou matière active, les évolutions au sein d'une catégorie ne peuvent faire l'objet que d'hypothèses non vérifiées. Dans la catégorie « produits divers », sont regroupés les molluscicides, les régulateurs de croissance, les produits répulsifs, les fumigants, les stérilisants, les rodenticides et les adjuvants.

Les sources de données retenues pour renseigner le chapitre « consommation » sont donc les données de l'ECPA pour les quantités de produits phytosanitaires vendues en Europe ou de l'UIPP au niveau français. Les chiffres obtenus sont similaires à ceux trouvés dans Eurostat mais sont complets alors que l'on observait certains manques dans la base de données Eurostat. Les chiffres de surfaces cultivées proviennent eux de la base de données FAOSTAT. Nous avons privilégié les longues séries chronologiques et les recueils les plus récents, soit 2004 pour l'UIPP (chiffres de 1979 à 2004), 2002 pour ECPA (chiffres 2001) et 2002 pour la FAO (chiffres de 2001).

2.1.2. Evolution des consommations de pesticides en France depuis 1979

Compte tenu de la nature des données disponibles, l'évolution des consommations de pesticides est assimilée à l'évolution des ventes de matières actives.

Les figures 2.1-1 et 2.1-2 ci-dessous présentent l'évolution des ventes de matières actives phytosanitaires en France, de 1979 à 2004.

Figure 2.1-1. Evolution des tonnages de substances actives vendues en France entre 1979 et 2001 (Sources UIPP, les chiffres clés 2001 (www.uipp.org/repere/chiffre.asp))

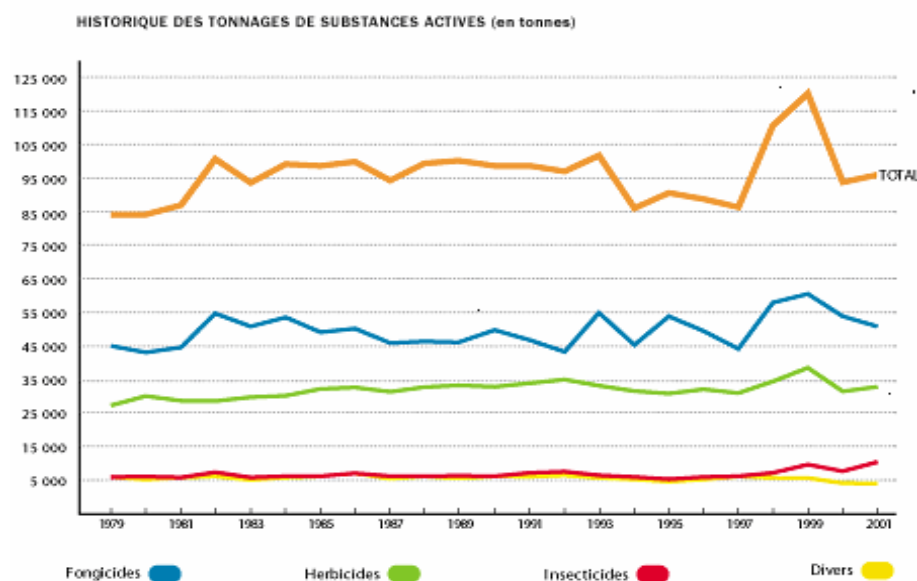
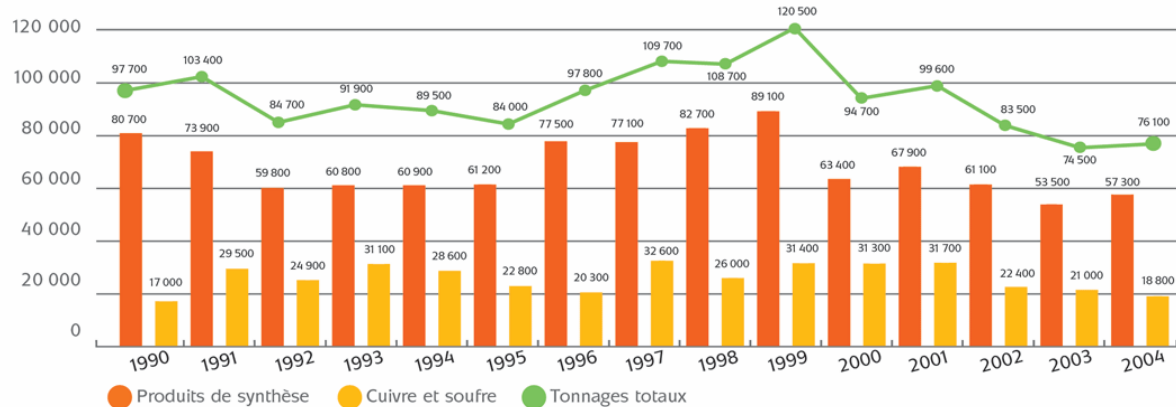


Figure 2.1-2. Evolution des tonnages de substances actives vendues en France entre 1990 et 2003 (Sources UIPP, les chiffres clés 2004 (www.uipp.org/repere/chiffre.asp))

Tonnage de substances actives vendues en France



La forte augmentation des quantités totales de substances actives vendues au début des années 80 traduit l'apparition des premiers fongicides de synthèse. Suivent ensuite des consommations relativement stables jusqu'au début des années 1990. Le changement majeur de la politique agricole commune en 1992, avec notamment la mise en place d'une jachère obligatoire sur un pourcentage élevée de la surface (15% en 1993 et 1994, puis 12,5% en 1995) a eu un très fort impact sur les

consommations de pesticides. La diminution d'utilisation des herbicides et dans une moindre mesure des fongicides se traduit par une forte diminution des utilisations totales (de l'ordre de 20%).

Dès le milieu des années 90, nous assistons à une augmentation lente mais régulière des quantités totales de pesticides vendus (+50% en 5 ans). Nous atteignons ainsi un pic des ventes en 1999 suivi d'un creux en 2000 qui pourrait traduire un stockage important de produits en prévision de la taxe phytosanitaire (TGAP) appliquée à partir de 2000. Il s'agirait donc là d'une anticipation de mesures réglementaires avec un impact financier pour les agriculteurs. De 2001 à 2003, nous avons assisté à une diminution régulière des ventes (-25%) pour une bonne part imputable à la forte diminution de l'utilisation du cuivre et du soufre (-30%). La diminution des quantités vendues correspond aussi à des évolutions dans les utilisations des produits de synthèse. Ainsi certains produits utilisés à des doses hectare importantes ont vu leur utilisation interdite (certaines triazines comme l'atrazine ou la simazine) ou leur dose maximale limitée (urées substituées comme l'isoproturon ou le diuron dont la dose maximale est passée de 1 800 g/ha à 1 200 g/ha). Parallèlement, on a vu l'apparition et une forte augmentation de l'usage de nombreuses matières actives utilisées à de très faibles dosages à l'hectare (quelques grammes ou quelques dizaines de grammes), notamment dans les familles des sulfonilurées pour les herbicides et les pyrèthrinoides de synthèse pour les insecticides. Une partie de la diminution observée n'est donc pas représentative car elle ne correspond qu'à la substitution d'une matière active par une autre. Cette tendance a également été retrouvée en Belgique, où il semble qu'en quelques années, la dose moyenne de traitement soit passée de 1 kg de matière active à l'hectare à 0,1 kg/ha (Borgo *et al.*, 2004). Enfin, une autre partie de la baisse est liée à des conditions climatiques défavorables au parasitisme, surtout lors de la campagne 2002-2003, sèche et chaude, qui a réduit les perspectives de récolte (Iling 2004). Ainsi, selon les responsables de la section agriculture de BASF, "l'évolution du marché français s'explique très bien, elle n'est pas due uniquement à l'influence de l'opinion sociétale" (Reiners *et al.*, 2004).

Les chiffres de l'année 2004, montrent que la tendance à la baisse s'est stabilisée. En effet, la firme BASF annonce une progression du chiffre d'affaire des produits phytosanitaires en augmentation de 9% au premier semestre 2004 par rapport au premier semestre 2003 et annonce que "le bilan de la division phytosanitaire [...] sera positif sur l'ensemble de l'année 2004". Les dirigeants de cette firme pensent que leurs progrès "ont bénéficié d'un élan supplémentaire issu de la reprise générale du secteur agricole" (Reiners *et al.*, 2004). Les chiffres communiqués en Juillet 2005 par l'UIPP concernant l'année 2004, donnent un tonnage global de substances actives vendues de 76 105 tonnes, se répartissant de la manière suivante : 2 469 tonnes pour les insecticides, 37 174 tonnes pour les fongicides, 26 102 tonnes pour les herbicides et 10 360 tonnes de substances actives diverses (voir tableau 2.1-2).

Globalement après les évolutions des tonnages de substances actives phytosanitaires vendues en France entre 1980 et 2000 présentés ci-dessus, on retrouve aujourd'hui des tonnages équivalents à ceux du milieu des années 90.

La figure 2.1-1 présente également les évolutions des quantités vendues selon les utilisations (herbicides, fongicides, insecticides et produits divers).

L'utilisation des herbicides a augmenté de façon lente mais régulière entre 1980 et 1999 (+30% en 20 ans). Cette augmentation est à mettre en parallèle avec d'une part, un développement des surfaces non labourées (voir tableau 2.1-1) (travail du sol simplifié) et une simplification des rotations (tableau 2.1-1bis et 2.1-1ter), ce qui a conduit à une augmentation du salissement des parcelles. D'autre part, des surfaces importantes de prairies ont été retournées durant cette période, notamment pour introduire du maïs fourrage. Ces changements dans les modes de conduite ont entraîné l'apparition ou le développement du désherbage chimique. De plus, au cours des 15 dernières années, un grand nombre de résistance partielle ou totale de certaines adventices se sont développées entraînant une augmentation des quantités d'herbicides utilisées.

Tableau 2.1-1. Evolution moyenne nationale de la part des implantations sans labour pour différentes cultures entre 1994 et 2001 (Agreste 1996 et 2004)

Cultures	% de la surface implantée sans labour	
	En 1994	En 2001
Blé tendre	11.5 %	17.1%
Colza d'hiver	17.9%	21.9%
Orge-escourgeon	4.9 %	11%
Maïs grain	2.4%	6.9%
Blé dur	37.4%	44%
Maïs fourrage	1.7%	4.4%
Tournesol	5.6%	8.4%
Pois de printemps	1.7%	6%

Tableau 2.1-1.bis Evolution des précédents des blés entre 1994 et 2001, en % de la surface de blé semé (Agreste 1996 et 2004).

Ces résultats illustrent la tendance forte à une simplification des rotations mises en œuvre : augmentation très importante des blés de colza (+108%) et des blés de céréales à paille (+48%), et diminution parallèle des blés à précédents "autres" (-41%). En 1994, cinq cultures représentent 56% des précédents de blé. En 2001, ces cinq cultures en représentent 74%.

Précédent culturel du blé	1994	2001	Evolution relative/1994
Céréales à pailles	12.8%	19%	+48%
Maïs grain	8.2%	9%	+ 10%
Maïs fourrage	13.3%	12%	- 10%
colza	12%	25%	+108%
tournesol	9.9%	9%	- 9%
autres	43.9%	26%	- 41%
ensemble	100	100	

Tableau 2.1-1.ter Evolution des précédents des blés entre 1994 et 2001, en % de la surface de blé semé en fonction des régions (Agreste 1996 et 2004)

	Culture précédant le blé								
	Céréales à paille			Colza			Autre culture		
	1994	2001	évolution	1994	2001	évolution	1994	2001	évolution
Ile de France	14,7%	24%	63%	9,3%	23%	147%	76%	53%	-30%
Champagne-Ardennes	6,6%	13%	97%	21,2%	35%	65%	72,2%	52%	-28%
Picardie	6,6%	20%	203%	2,2%	10%	355%	91,2%	70%	-23%
Centre	25,6%	26%	2%	15,5%	34%	119%	58,9%	40%	-32%
Normandie	17,1%	18%	5%	4%	18,5%	363%	78,9%	63,5%	-20%
Bourgogne	11,2%	19%	70%	30,7%	54%	76%	58,1%	27%	-54%
Nord-Pas de Calais	8,8%	13%	48%	1,1%	3%	173%	90,1%	84%	-7%
Lorraine	8,8%	21%	139%	55,5%	58%	5%	35,7%	21%	-41%
Pays de la Loire	8%	14%	75%	1,9%	17%	795%	90,1%	69%	-23%
Bretagne	5,5%	11%	100%	0%	6%	####	94,5%	83%	-12%
Poitou-Charentes	9,5%	12%	26%	7,9%	28%	254%	82,6%	60%	-27%
Midi-Pyrénées	8,7%	18%	107%	2,5%	7%	180%	88,8%	75%	-16%
Auvergne	26,3%	34%	29%	9,3%	13%	40%	64,4%	53%	-18%

Le tableau 2.1-2 ci-dessous reprend les chiffres présentés dans la figure 2.1-2, en détaillant les consommations par grand type de famille entre 1999 et 2004.

Tableau 2.1-2. Tonnes de matières actives phytosanitaires (entrant dans la composition des spécialités commerciales) vendues en France entre 1999 et 2004 par grand type de produit. Source UIPP

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Evolution 2001/2004
Herbicides	42462	30845	32121	28780	24510	26102	-19%
Fongicides <i>dont cuivre et soufre</i>	63021 31628	52834 31360	54130 31692	44444 22382	39317 20973	37174 18755	-31% -41%
Insecticides	3612	3103	2488	2316	2223	2469	-1%
Divers	11407	7911	10896	8009	8480	10360	-5%
Total	120502	94693	99635	83549	74530	76105	-24%

La baisse globale des ventes de pesticides est réellement observée à partir de 2001, l'augmentation mesurée en 1999 pourrait être un artefact lié à l'anticipation de la mise en place de la TGAP. Cette année de "stockage" en préventif se retrouve sur la consommation de l'année suivante, légèrement plus faible qu'en 2001. Sur la période 2001/2004, la baisse de consommation observée se retrouve pour l'ensemble des familles de produits. On observe en effet, une baisse de 19% pour les herbicides, 31% pour les fongicides, 1% pour les insecticides et 5% pour les produits divers, **soit une baisse globale de 24% sur le total des produits phytosanitaires.**

Sur les 76 105 tonnes vendues en 2004, le cuivre et le soufre représentent encore une part importante (près de 19 000 tonnes, soit près de 25% du volume total), malgré une diminution forte des ventes (-41%) depuis 2001. La part de ces produits parmi les fongicides reste cependant relativement stable autour de 50% des tonnages vendus.

Le tonnage n'est cependant qu'un élément partiel d'évaluation de l'utilisation des pesticides ; en effet les doses appliquées à l'hectare peuvent aller de quelques grammes (par exemple 5g pour la bifenthrine sur pucerons des épis des céréales) à plusieurs kilos (19,4 kg de soufre pour l'oïdium du melon). Cet indicateur n'est intéressant que lorsque les matières actives ne changent pas d'une année sur l'autre. Il n'est par contre plus du tout significatif lorsqu'il y a substitution de matières actives par d'autres ayant des doses homologuées plus faibles. Il faut alors utiliser des indicateurs du type surface développée traitée qui pondère l'utilisation par la dose homologuée. Par contre ces indicateurs sont pour l'instant très difficiles voire impossibles à obtenir sans une régionalisation des données et un monitoring par matière active.

2.1.3. La consommation en France par rapport aux autres pays de l'Union

La France est le 3^e consommateur mondial de pesticides (à plus de 90% pour l'agriculture) et le 1^{er} utilisateur en Europe en volume total (34% des consommations de l'Europe des 15).

Trois pays, la France, l'Italie et l'Espagne, représentent à eux seuls près des deux tiers des utilisations. Ce pourcentage atteint plus de 80% si l'on rajoute l'Allemagne et le Portugal. La France qui utilise plus d'un tiers des produits phytosanitaires vendus en Europe, est le plus gros utilisateur de fongicides, d'herbicides et de produits divers.

Le profil de pesticides utilisés varie selon les pays : très peu de fongicides et d'insecticides dans les pays "froids" (Suède, Finlande, Danemark et Irlande). Au contraire la consommation de ces catégories est élevée dans les pays d'Europe du sud (Italie, Espagne, Portugal Grèce et France), du fait notamment de l'importance des cultures légumières, de l'arboriculture et de la vigne.

Les quantités totales utilisées ne sont pas proportionnelles à la Surface Agricole Utile (SAU) du pays. Le ratio "part de la consommation européenne / part de la SAU européenne" (cf. tableau 2.1-3 dernière colonne) fait ressortir 5 pays fortement consommateurs (Portugal, Pays-Bas, France, Belgique et

Italie). Ainsi, si l'on reporte les quantités utilisées à la SAU pour chaque pays (cf. tableau 2.1-4), le classement devient différent de celui observé dans le tableau 2.1-3. Les 5 pays ayant les plus fortes consommations aussi bien en kg de matière active par hectare de SAU ou par hectare de terres arables sont les cinq pays que nous venons de citer : Portugal, Pays-Bas, Belgique, France et Italie.

Tableau 2.1-3. Produits de protection des plantes utilisés en Europe en 2001 en tonnes de Matières Actives (Données ECPA et FAOSTAT pour les SAU).

	Fongicides		Herbicides		Insecticides		Divers		Total	% (a)	SAU/SAU UE 15 (b)	Ratio (a)/(b)
	Tonnes	%	Tonnes	%	Tonnes	%	Tonnes	%				
France	54130	54,3%	32122	32,2%	2487	2,5%	10896	10,9%	99635	34,3%	21,0%	1.6
Italie	23288	51,8%	8191	18,2%	9747	21,7%	3741	8,3%	44967	15,5%	11,0%	1.4
Espagne	13790	33,7%	10374	25,4%	11631	28,4%	5099	12,5%	40894	14,1%	21,1%	0.7
Allemagne	8418	32,1%	13337	50,9%	868	3,3%	3601	13,7%	26224	9,0%	12,1%	0.7
Portugal	13915	56,0%	6399	25,7%	2616	10,5%	1926	7,7%	24856	8,5%	2,9%	2.9
Royaume Uni	3628	18,0%	11817	58,6%	857	4,2%	3874	19,2%	20176	6,9%	12,0%	0.6
Grèce	4860	43,7%	2650	23,9%	2638	23,7%	963	8,7%	11111	3,8%	6,0%	0.6
Pays Bas	3628	46,1%	2172	27,6%	227	2,9%	1840	23,4%	7867	2,7%	1,4%	1.9
Belgique/Lux.	1595	31,5%	2345	46,3%	560	11,1%	566	11,2%	5066	1,7%	1,1%	1.5
Autriche	1088	38,6%	1317	46,7%	94	3,3%	322	11,4%	2821	1,0%	2,4%	0.4
Danemark	511	19,5%	1925	73,5%	66	2,5%	116	4,4%	2618	0,9%	1,9%	0.5
Suede	339	18,2%	1462	78,4%	24	1,3%	40	2,1%	1865	0,6%	2,2%	0.3
Finlande	192	13,4%	1120	78,2%	42	2,9%	78	5,4%	1432	0,5%	1,6%	0.3
Irlande	410	30,7%	795	59,6%	84	6,3%	45	3,4%	1334	0,5%	3,1%	0.2
Europe des 15	129792	44,6%	96026	33,0%	31941	11,0%	33107	11,4%	290866	100%	100%	

Tableau 2.1-4. Consommation des substances actives phytosanitaires dans les pays de l'union européenne en 2001, exprimée en kg de m.a. par hectare de SAU et par hectare de terres arables. Sources FAOSTAT et ECPA pour les consommations, FAOSTAT pour les surfaces.

Consommation des substances actives phytosanitaires dans les pays de l'UE en 2001						
	Consommations Sources FAOSTAT			Consommations Sources ECPA		
	en kg/ha de SAU	en kg/ha de terres arables	Rang des pays	en kg/ha de SAU	en kg/ha de terres arables	Rang des pays
Portugal	3.4	7.2	4	6.0	12.5	1
Pays Bas	3.9	8.3	2	4.1	8.7	2
Belgique	5.4	9.9	1	3.3	6.0	3
France	3.1	5.1	6	3.4	5.4	4
Italie	4.4	8.1	3	2.9	5.4	5
Grèce	1.2	3.8	7	1.3	4.1	6
Royaume-Uni	1.9	5.8	5	1.2	3.6	7
Espagne	1.2	2.7	8	1.4	3.1	8
Allemagne	1.6	2.3	9	1.5	2.2	9
Autriche	0.8	2.1	10	0.8	2.0	10
Irlande	0.5	1.8	11	0.3	1.2	11
Danemark	1.2	1.4	12	1.0	1.1	12
Suède	0.5	0.6	13	0.6	0.7	13
Finlande	0.6	0.6	13 bis	0.6	0.7	13 bis
Moyenne Europe	2.1	4.3		2.0	4.0	

European Crop Protection Association

Ces résultats laissent clairement apparaître que le classement de certains pays varie selon la source de consommation utilisée (FAOSTAT ou ECPA), ce qui renforce la prudence dont il faut faire preuve à l'égard des chiffres. Ces différences sont spectaculaires pour deux pays : Portugal (1^{re} ou 4^e place) et Belgique (1^{re} ou 3^e place) et dans une moindre mesure pour l'Italie et le Royaume-Uni. La FAO met d'ailleurs en garde les utilisateurs de leurs données : celles-ci peuvent être incomplètes en terme de couverture géographique, de gamme de produits et de variables couvertes. En outre, la "solidité" des données disponibles est aussi sujette à question. Ce constat renforce l'idée déjà développée précédemment du besoin de données solides et d'indicateurs pertinents pour avoir une vision claire de la consommation réelle en produits phytosanitaires en France et dans les différents pays de l'union européenne.

La France présente des données en terme de consommation similaires pour les deux sources, avec une consommation de l'ordre de 5,1 à 5,4 kg de matières actives/ha de terres arables, ce qui la place au 4^e rang européen sur ce critère (sources ECPA) et au dessus de la moyenne européenne.

Les pays les plus "consommateurs" à l'hectare de surface cultivée sont ceux chez lesquels les systèmes de production sont fortement orientés vers l'horticulture et le maraîchage (Pays Bas, Belgique et Italie). Cette forte consommation à l'hectare est par ailleurs pour moitié le fait de produits "autres" de type désinfection de sol qui s'emploient à des doses très élevées, de l'ordre de plusieurs centaines de kg/ha.

En France, cette consommation moyenne de 5,4 kg de matières actives/ha de terres arables cache évidemment de grosses disparités au niveau régional. Les secteurs d'arboriculture, de maraîchage et de viticulture n'ont rien à envier aux consommations relevées aux Pays-Bas ou en Belgique (données non communiquées).

Au niveau régional, il est cependant très difficile de connaître précisément les quantités de produits phytosanitaires utilisées. Les difficultés rencontrées à l'occasion des diagnostics régionaux menés dans le cadre des GRAP en sont une illustration : d'une part les distributeurs de produits phytosanitaires communiquent parfois difficilement leurs ventes, d'autre part les importations de produits sont fréquentes dans les régions frontalières (ex Espagne, Belgique...) et non comptabilisées dans les données françaises.

2.1.4. La consommation pour les différentes cultures

Du fait de leur surface importante ou de leur sensibilité particulière à un ou plusieurs bio-agresseurs, certaines cultures accumulent une forte proportion des pesticides utilisés. Ainsi, 80% des traitements sont réalisés sur 4 cultures : céréales (40%), vigne (20%), maïs (10%) et colza (9%) (Morin, 2000). Ces cultures ne représentent que 40 % de la SAU mais concentrent 80% des pesticides consommés chaque année (en poids) (cf. tableau 2.1-5). De plus, selon le profil "type" de bio-agresseurs propre à chaque culture, le type de produit utilisé majoritairement sera très différent, fongicides pour les céréales à paille et la vigne, herbicides pour le maïs et insecticides pour le colza.

Tableau 2.1-5. Consommation de pesticides pour quelques espèces (UIPP)

Occupation du territoire et consommation de pesticides pour quelques espèces (données 2000, sources SCEES, UIPP)			
Cultures	%SAU (arrondi)	Consommation phytos (en % du total)	Remarques
Céréales à paille	24 %	40%	60% fongicides 35% herbicides
Maïs	7 %	10%	75 % herbicides
Colza	4 %	9%	
Vigne	3 %	20%	80 % fongicides
Ensemble	38 %	79%	

La vigne qui représente très peu en surface participe pour 20% à la consommation nationale de produits phytosanitaires. Cela s'explique par l'usage important de soufre et de cuivre qui sont deux matières actives utilisées à des doses/ha élevées (ex 10 kg/ha pour le traitement de l'oïdium). Les céréales à paille occupent de plus vastes surfaces (un quart de la SAU) et représentent 40% de la consommation nationale.

Produits phytosanitaires et choix de programmes

Toutes les productions ne sont pas "égales" devant le choix des produits phytosanitaires. Il existe un très grand nombre de matières actives (et encore plus de produits commerciaux) quand il s'agit d'intervenir sur les grandes cultures. Ce choix se restreint pour les cultures maraîchères et fruitières, allant dans certains cas jusqu'à l'absence de produits homologués pour certaines cultures dont les surfaces sont très faibles à l'échelle nationale.

Au sein des grandes cultures, on peut noter par ailleurs que le choix est beaucoup plus vaste pour les céréales à pailles que pour les oléo-protéagineux par exemple. Une gamme de choix plus réduite qui se traduit souvent par un moindre choix en terme de profil environnemental des produits disponibles.

A titre d'illustration, le tableau 2.1-6 présente le nombre de spécialités herbicides autorisées en 2004 sur quelques grandes cultures (Mamarot *et al.*, 2003).

Tableau 2.1-6. Comparatif du nombre de spécialités herbicides⁽¹⁾ autorisées sur les principales grandes culture en 2004 (Mamarot *et al.*, 2003)

	Céréales	Colza	Pois	Maïs	Tournesol	Pomme de terre	Betterave
Nombre de spécialités herbicides autorisées ⁽¹⁾	94	19	22	28	19	11	20
Nombre de substances actives	49	18	20	23	19	12	21

⁽¹⁾ le terme de spécialité herbicide désigne les substances actives (seules ou associées) entrant dans la composition de spécialités commerciales. Une même substance active, ou une même association peuvent ensuite correspondre à plusieurs spécialités commerciales

En colza par exemple, le désherbage fait appel à un nombre limité de produits à large spectre, principalement appliqué en pré-semis ou en pré-levée. En dehors des antigraminées, les solutions de post-levée sont peu nombreuses et souvent coûteuses (ACTA, 2003).

2.1.5. Idées essentielles

Les données actuelles disponibles pour appréhender l'utilisation des produits sont très souvent estimées à partir des chiffres de vente des principales firmes phytopharmaceutiques. Or, les chiffres de vente induisent un biais car ils ne représentent pas les consommations réelles. Il est en effet possible de stocker-déstocker des produits d'une année sur l'autre. Les chiffres de consommation réelle, fiables sont quant à eux très "difficiles" à obtenir du fait de l'agrégation au niveau national au moins et à l'échelle annuelle, de l'absence de régionalisation et de l'absence de monitoring par matière active. De plus ces résultats, exprimés en tonnage de matières actives, toutes matières actives confondues, sont très délicats à interpréter du fait de la très grande variabilité des produits et des doses d'usage (de quelques grammes à plusieurs kilogrammes par hectare).

La France, premier producteur agricole européen, est également le plus gros consommateur de pesticides de l'Europe des 15. Lorsque l'on ramène cette consommation à l'hectare cultivé, notre pays reste dans les quatre premiers consommateurs avec une consommation de l'ordre de 5,1 à 5,4 kg de matières actives/ha de terres arables, au dessus de la moyenne européenne.

Les évolutions de consommation observées depuis le début des années 2000 sont difficilement imputables à la seule évolution des modes de production. En effet, il semble également qu'une part de cette diminution soit imputable directement à une l'évolution du marché phytosanitaire : apparition de

nouvelles molécules s'utilisant à de très faibles doses hectare et interdiction ou limitation d'usage des matières actives dont la dose homologuée est élevée.

Des fluctuations fortes de marché peuvent exister lors d'années à très faible ou très forte pression sur certaines familles de pesticides (exemples de l'effondrement du marché des fongicides blé en 2003, ou de l'explosion du marché des insecticides blé et pois en 2004), mais cela se ressent peu sur le marché global au niveau national du fait des compensations entre utilisations sur d'autres cultures et un lissage annuel des chiffres. Dans beaucoup de régions de grande culture ou pour certaines productions à forte valeur ajoutée, on reste encore dans une logique d'assurance et de protection maximale.

De ce fait, de nombreuses résistances de bio-agresseurs aux produits phytosanitaires sont apparues au cours du temps : dès les années 1950 pour les fongicides et la fin des années 70 pour les herbicides. La lutte contre ces bio-agresseurs résistants (résistance partielle ou totale) devient de plus en plus difficile entraînant une augmentation du nombre de pesticides utilisées.

Enfin, un nombre restreint de culture (céréales à pailles, maïs, colza et vigne), qui occupent moins de 40% de la SAU nationale, utilisent à elles seules près de 80% des pesticides vendus en France chaque année. Si une diminution des consommations est souhaitée, il pourrait être intéressant de privilégier les actions sur ce nombre restreint de cultures.

2.2. Les pesticides : caractéristiques, mode d'action et évolution

Les pesticides sont destinés à protéger les plantes cultivées et les produits récoltés des attaques de champignons parasites, d'insectes, d'acariens, de rongeurs champêtres ou encore à détruire les adventices ou "mauvaises herbes". Ils relèvent de la Directive 91/414/CE. Leurs utilisations peuvent être très diverses, depuis les applications au champ, jusqu'au désherbage des parcs, trottoirs et voies ferrées (300 tonnes d'herbicides), la désinfection des silos, le traitement des jardins d'amateurs et des espaces verts (1500 tonnes). Il faut également souligner l'existence des "biocides", pesticides réservés à des usages domestiques tels la destruction des rats, souris, blattes, mites ou encore la protection des bois contre les champignons ou les termites (Directive 98/8/CE).

2.2.1. Caractéristiques et modes d'action des pesticides, évolution quantitative

Avant 1993, date de début de la mise en œuvre de la Directive 91/414/CE, 800 substances actives d'origine végétale, minérale ou de synthèse pouvaient être utilisées en tant que pesticides en Europe. La révision des substances actives et l'obligation d'inscription sur une liste positive européenne nécessaire aux homologations nationales, se traduit aujourd'hui par un retrait progressif de nombreux produits, soit parce qu'ils ne correspondent plus aux normes en matière de toxicologie, d'écotoxicologie ou d'environnement, soit parce que leur dossier est incomplet et que pour des raisons économiques aucune société ne les soutient.

L'index de l'ACTA qui référence les principaux produits autorisés et commercialisés mentionnait par exemple 520 substances actives en 2000, et 489 en 2005 (liste arrêtée en Juillet 2004). Ces substances se répartissent, en fonction de leurs usages, en 165 fongicides, 139 herbicides, 95 insecticides, 11 nématicides et 79 produits divers. Ces substances actives sont formulées et commercialisées sous forme de préparations ou produits commerciaux : 6 000 environ sont homologués, mais environ 2 500 sont réellement commercialisés.

Ces 489 pesticides appartiennent à environ 150 familles chimiques différentes. On rappellera ci-dessous les principales familles, pour les fongicides, herbicides, insecticides et nématicides.

- **Principales familles de fongicides, principaux modes d'action et propriétés**

1. Fongicides inhibiteurs respiratoires

A. Multisites : Cuivre, soufre, dithiocarbamates... Essentiellement action préventive, sensibles au lessivage, persistance réduite, doses appliquées élevées. Pas de sérieux problèmes de résistance et partenaires importants dans les stratégies anti-résistance. Effets secondaires indésirables ayant entraîné des retraits (organomercuriques, captafol) ou des limitations.

B. Inhibiteurs du complexe mitochondrial III, QiI : Cyazofamide.

C. Inhibiteurs du complexe mitochondrial III, QoI : Les strobilurines (azoxystrobine, krésoxim-méthyl, pyraclostrobine...) présentent un large spectre d'activité, une excellente action préventive voire curative, une longue persistance d'action et de faibles doses d'utilisation mais ont été rapidement confrontées aux développements de résistance. Deux autres QoI, la famoxadone et la fénamidone sont particulièrement efficaces contre les mildious.

D. Découplants de la phosphorylation oxydative : Dinocap, fluazinam.

E. Inhibiteurs de transfert d'ATP : Silthiofam.

2. Fongicides inhibiteurs de la division cellulaire

A. Fixation sur la β -tubuline : Les benzimidazoles (carbendazime, bénomyl...) ont été les tous premiers fongicides polyvalents systémiques doués de propriétés curatives, mais les résistances se sont

développées chez un très grand nombre d'agents pathogènes. Plus récents, le diéthofencarbe et la zoxamide homologuée en 2003.

B. Formation des parois cellulaires : Iprovalicarbe, cymoxanil et dimétomorphe appartiennent à des familles chimiques différentes mais possèdent un mode d'action similaire.

C. Microtubules : Pencycuron.

3. Fongicides inhibiteurs de la biosynthèse des stérols (IBS)

A. IDM, inhibiteurs de la 14 α -déméthylase (IBS du groupe I) : Ces produits regroupant plusieurs sous-familles, imidazoles, pyrimidines, triazoles, représentent un quart du marché mondial des fongicides. Excellente action curative et relativement épargnés par les phénomènes de résistance.

B. IBS du groupe II, inhibiteurs de la $\Delta 8 \rightarrow \Delta 7$ isomérase et/ou de la $\Delta 14$ réductase :

Les morpholines et la fenpropidine ont connu un essor important depuis une vingtaine d'années avec le développement de la résistance de l'oïdium des céréales aux IDM. Relativement phytotoxiques sur dicotylédones, ils ont été suppléés sur vigne par la spiroxamine.

C. IBS du groupe III, inhibiteurs de la 3-kéto-réductase : Un produit récent, le fenhexamid, actif contre le mildiou de la vigne.

4. Fongicides affectant la biosynthèse des acides aminés ou des protéines

Il s'agit essentiellement de la famille des anilinopyrimidines (cyprodinil, mépanipyrin et pyriméthanol) dont la cible primaire n'est pas connue.

5. Fongicides agissant sur le métabolisme des glucides et des polyols

La cible commune des dicarboximides (iprodone,..) et des phénylpyrroles (fludioxinil,..) pourrait être une protéine-kinase impliquée dans la régulation de la pression osmotique.

• Principales familles d'herbicides, principaux modes d'action et propriétés

1. Herbicides perturbant la régulation de l'auxine AIA ou "Hormones"

Les hormones regroupent des familles anciennes, acides phénoxy-alcanoïques aryloxyacides (2,4-D, 2,4-MCPA...) et plus récentes, les acides pyridine carboxyliques (fluroxypyr, picloram,...) ou quinoline carboxyliques (quinclorac, quinmérac). Leur action désordonnée produit des anomalies morphologiques létales pour les dicotylédones.

2. Herbicides affectant la photosynthèse

A. Inhibiteurs du Photosystème II : Ce sont surtout des familles anciennes, triazines (atrazine, terbuthylazine...), phénylurées (diuron, isoproturon...), uraciles (bromacile, lénacile...), triazinones (métamitron, métribuzine...), pyridazinones (chloridazone), phényl-biscarbamates (phenmédiphame, desmédiphame), hydroxybenzonnitriles (ioxynil, bromoxynil) auxquelles s'ajoutent des produits divers comme le propanil, la bentazone, le pyridate et l'amicarbazone. Ils provoquent un arrêt du transport des électrons du photosystème II et donc de la photosynthèse. En raison de la relative persistance des triazines et en particulier de l'atrazine dans le sol, de leur faible adsorption et des utilisations massives, elles sont fréquemment retrouvées dans les eaux souterraines et de surface ; des mesures d'interdiction ont été récemment prises. L'isoproturon, lui aussi très utilisé, tout aussi mobile, mais moins persistant est surtout retrouvé dans les eaux de surface.

B. Inhibiteurs du Photosystème I : Composés moins sélectifs, les bipyridyles (diquat, paraquat) produisent des quantités importantes d'ions superoxyde et peroxyde entraînant une nécrose des tissus foliaires.

3. Herbicides inhibiteurs de la division cellulaire

Deux familles anciennes jouent sur les tubulines, les dinitroanilines (trifluraline, pendiméthaline...) et les N-phényls carbamates (carbétamide, chlorprophame). Compte-tenu des symptômes observés

(gonflement des méristèmes), on peut penser que les benzamides (propyzamide, tébutam) ont un mode d'action similaire.

4. Herbicides inhibiteurs de la synthèse des lipides

Deux familles assez récentes, les aryloxyphénoxypropionates (ou FOP : diclofop-méthyl, fluazifopbutyl...) et les cyclohexanediones (cléthodime, cycloxydime...) inhibent l'acétyl CoA carboxylase (ACCase), intervenant dans les étapes initiales de la synthèse des acides gras. N'agissant que sur la forme de l'enzyme présente chez les graminées, ils présentent une sélectivité remarquable sur les cultures dicotylédones. La dernière génération des FOP (fenoxaprop ethyl et chlodinafop propargyl) est formulée avec un agent phytoprotecteur qui la rend sélective des cultures de graminées. Autre mode d'action voisin, l'inhibition des élongases, est utilisé par la famille déjà ancienne des thiocarbamates (molinate, triallate...) et par la famille, plus récente des chloroacétamides (alachlore, métolachlore...). Ces derniers ne sont pas très persistants dans le sol, mais sont peu adsorbés et donc mobiles. Appliqués à des doses plutôt élevées (2 kg/ha), ils peuvent être retrouvés dans les eaux de surface et présenter des risques pour les eaux souterraines. Les actions de l'éthofumesate et des amides (diphénamide, napropamide) sont très apparentées.

5. Herbicides inhibiteurs de la synthèse de cellulose

Les benzamides comme l'isoxaben agirait sur une cellulose synthase et en conséquence perturbent la formation des parois cellulaires ; les nitriles (dichlobénil et chlortiamide) provoquent le même type d'effet mais sembleraient plutôt interférer avec des protéines kinases impliquées dans la régulation de la biosynthèse des glucides.

6. Herbicides inhibiteurs de la synthèse d'acides aminés

A. Inhibiteurs de la glutamine synthétase : Les acides phosphoniques (glufosinate-ammonium) inhibent l'enzyme GS conduisant à la synthèse de la glutamine entraînant une intoxication ammoniacale.

B. Inhibiteurs de la synthèse des acides aminés aromatiques : Le glyphosate inhibe la 5-énolpyruvique-shikimate-3-phosphate synthétase ou EPSP, perturbant la synthèse des protéines et provoquant un jaunissement des feuilles. Le sulfosate est un produit récent voisin du glyphosate.

C. Inhibiteurs de l'ALS : Plusieurs familles de produits agissent sur l'acétolactate synthétase (ALS) ou l'acétohydroxy acide synthétase (AHAS), inhibant la synthèse de la valine, leucine et isoleucine. Ces produits agissent à très faible dose. Il s'agit tout d'abord des sulfonilurées (chlorsulfuron, flazasulfuron...), famille déjà ancienne, à nombreuses matières actives, et encore en expansion ; le propoxycarbazone, récent, appartient à une famille très proche. Les imidazolinones (imazamox, imazaméthabenz-méthyl) et les triazolopyrimidines (florasulam, métosulam) sont des familles récentes aux propriétés similaires. D'une manière générale ces produits sont peu adsorbés par le sol, donc très mobiles. Seules les faibles doses appliquées permettent d'éviter une contamination importante des eaux.

7. Herbicides inhibiteurs de la protoporphyrinogène oxidase (PPO)

Les diphenyls éthers (bifénox, oxyfluorfen,...), les oxadiazoles (oxadiazon, oxadiargyl), les phénylpyrazoles (pyraflufen-éthyl), les N-phénylphtalimides (cinidon-éthyl, flumioxazine) et les triazolones (carfentrazone éthyl) exercent tous leur action sur la PPO, entraînant une peroxydation des lipides membranaires et une nécrose des cellules.

8. Herbicides inhibiteurs de la synthèse des caroténoïdes

L'amtrole (triazoles) et la clomazone (isoxazolidinones) inhibent la formation des pigments caroténoïdes, mais par des mécanismes mal connus, engendrant une décoloration typique des feuilles. Le mode d'action du diflufénicanil (nicotinilides), de la flurochloridone (pyrrolidones) et de la flurtamone (furanones) est mieux connu : ils agissent sur la phytoène désaturase (PDS). Autre enzyme cible, la 4-hydroxyphénylpyruvate-dioxygénase (HPPD), cible des tricétones (sulcotrione) et de l'isoxaflutol.

- **Principales familles d'insecticides et acaricides, principaux modes d'action et propriétés**

1. Insecticides et acaricides neurotoxiques

A. Modulateurs du canal sodium : La perturbation de la fermeture du canal sodium voltage-dépendant et la dépolarisation consécutive de la membrane nerveuse de l'axone est un des premiers modes d'action utilisés puisqu'il concerne les pyréthrines naturelles et leurs analogues de synthèse, les pyréthrinoïdes (deltaméthrine, lambda-cyhalothrine...) et les diphényléthanes ou analogues du DDT, aujourd'hui représentés par un acaricide, le dicofol. Les éthers aromatiques ou pyréthrinoïdes non esters (étoufenprox) ont le même mode d'action.

B. Blocage du canal sodium : Les oxadiazines (indoxacarbe) agissent sur la même protéine cible, mais avec un effet inverse de blocage de l'ouverture du canal.

C. Inhibiteurs de l'acétylcholinestérase (AChE) : Les organophosphorés (chlorpyrifos-éthyl, malathion,...), les carbamates (carbofuran, méthomyl...) et les carbamyl-triazoles (triazamate) sont de puissants inhibiteurs de l'AChE, mécanisme peu sélectif compte tenu de l'homologie de cette enzyme au sein du règne animal et se traduisant par une toxicité souvent importante pour de nombreux invertébrés et vertébrés. Ils restent cependant des produits extrêmement importants sur le marché mondial.

D. Agonistes du récepteur cholinergique : Le récepteur spécifique de l'acétylcholine, ou récepteur cholinergique est la cible de la nicotine et surtout des néonicotinoïdes (imidaclopride, acétamipride) ; ils se substituent à l'acétylcholine au niveau du récepteur et déclenchent l'ouverture du canal ionique associé (propriétés agonistes).

E. Modulateurs du récepteur cholinergique : Ce même récepteur est également la cible, mais avec un autre type d'interaction, des spinosynes (spinosad), toxines extraites d'un Actinomycète.

F. Antagonistes du canal chlore du récepteur GABA : Les cyclodiènes (endosulfan) et les phénylpyrazoles (fipronil) agissent sur les synapses inhibitrices GABA ; en se fixant sur le récepteur, ils empêchent l'ouverture du canal chlore qui lui est associé.

G. Augmentation de la conductance aux ions chlore : les avermectines (abamectine et milbemectine), toxines extraites de divers *Streptomyces* augmentent la conductance aux ions chlore soit par une action de type agoniste du GABA et/ou une modulation des récepteurs glutamates.

2. Insecticides et acaricides de type régulateurs de croissance

A. Mimétiques de l'hormone juvénile : Le fénoxycarbe (carbamate non neurotoxique) et le pyriproxifène (Pyridines) montrent des effets juvénilisants du type de ceux observés avec des analogues d'hormones juvéniles (sur larves), mais aussi des effets ovicides. Bien que ces produits soient beaucoup plus spécifiques que les neurotoxiques vis-à-vis des vertébrés, ils ne sont pas sans risque pour certains auxiliaires comme l'abeille ou le ver à soie.

B. Agonistes de l'ecdysone : Les benzhydrazides (tébufénozide) agissent au niveau des récepteurs spécifiques de l'ecdysone essentiellement chez les Lépidoptères, et déclenchent une mue prématurée entraînant la mort de l'insecte.

C. Les inhibiteurs de chitine : Les benzoyl-urées (diflubenzuron, flufénoxuron,...) représentent la famille la plus importante de régulateurs de croissance d'insectes. Ils interfèrent avec la mise en place de la chitine au niveau de la cuticule pendant les mues.

D. Divers : D'autres produits agissant sur le développement ont des modes d'action spécifiques mais mal connus ; c'est par exemple le cas de la buprofézine active sur les homoptères, de la cyromazine, spécifique des larves de diptères ou d'acaricides comme la clofentézine, l'héxythiazox ou l'étoxazole.

3. Insecticides et acaricides agissant sur la respiration cellulaire

A. Inhibiteurs du complexe mitochondrial I : A part la roténone, insecticide utilisé en lutte biologique, on trouve 4 acaricides qualifiés d'ITEM, fenpyroximate, tébufenpyrad, fénazaquin et pyridabène, appartenant à 3 familles chimiques différentes. Ils sont souvent concernés par des phénomènes de résistance croisée.

B. Inhibiteurs du complexe mitochondrial II : Un seul insecticide réservé à l'usage contre les blattes et les fourmis, l'hydraméthylnon.

C. Inhibiteurs de la phosphorylation oxydative : Il s'agit essentiellement des acaricides organostanniques (cyhexatin, fenbutatin oxyde).

- **Principaux nématicides, modes d'action et propriétés**

1. Les nématicides inhibiteurs de l'acétylcholinestérase

La famille des carbamates est représentée par l'aldicarbe (également insecticide) auquel s'ajoutent quatre organophosphorés, cadusafos, éthoprophos, fosthiazate et phénamiphos.

2. Les précurseurs du méthyl-isothiocyanate

Dazomet et métam-sodium se dégradent en méthyl-isothiocyanate, puissant inhibiteur non sélectif d'enzymes.

3. Les biocides à large spectre

Il s'agit des fumigants tels le 1,3-dichloropropène, du bromure de méthyl ou encore du tétrathiocarbonate de sodium, précurseur du sulfure de carbone.

4. Les xylénols

Mélange d'isomères, responsable de dénaturation de protéines membranaires ; dotés de propriétés fongicides, bactéricides et nématicides.

Evolution des tonnages par famille de produits (2000-2004, chiffres UIPP)

Les statistiques fournies par l'UIPP concernant les tonnages de produits phytosanitaires vendus en France entre 2000 et 2004, permettent d'illustrer les grandes tendances évolutives du marché et de les mettre, au moins dans certains cas, en parallèle avec certains événements réglementaires ou factuels comme le développement de résistances. Ces chiffres sont représentatifs de la totalité du marché français (environ 96% du total) à l'exception des rodenticides et des molluscicides commercialisés pour l'essentiel par des sociétés n'adhérant pas à l'UIPP, mais aux 3D (Chambre syndicale des industries de Désinfection, Désinsectisation et Dératisation) ou à l'UPJ (Union des entreprises pour la Protection des Jardins et des espaces verts).

L'exploitation des tableaux présentés ci-dessous (2.2-1 à 2.2-4) est un peu difficile dans la mesure où les regroupements de produits effectués par l'UIPP ne correspondent pas toujours avec la classification par famille et mode d'action présentée ci-dessus ; d'autre part la catégorie "divers" très importante regroupe souvent des produits peu comparables.

Tableau 2.2-1. Evolution (en tonnes) des fongicides commercialisés en France entre 2000 et 2004 (UIPP).

	2000	2001	2002	2003	2004
Carbamates	6893	7893	7078	6050	6475
Dérivés du benzène	891	814	826	554	1032
Dicarboximides	3663	3282	4403	4021	3423
Amines, amides	649	521	376	343	311
IBS	2423	2641	2454	1749	1902
Cuivre	5053	4795	2240	2167	2082
Soufre	26307	26897	20142	18806	16673
Divers	6955	7287	6925	5627	5276
Total fongicides	52834	54130	44444	39317	37174

En ce qui concerne les fongicides carbamates (essentiellement dithiocarbamates), les tonnages restent stables malgré l'ancienneté des produits et les doses homologuées élevées ; ils sont surtout utilisés comme anti-mildiou en vigne ou anti-tavelure en arboriculture, maladies ayant développé des

résistances à des produits plus récents. Ils présentent donc une certaine sécurité et sont utilisés en tant que produits "compagnons" dans les stratégies anti-résistances. Le chlorothalonil, qui apparaît sous la rubrique dérivés du benzène, est lui aussi stable et, en tant que produit multisite, sera de plus en plus utilisé sur céréales pour pallier la résistance de la septoriose aux strobilurines.

Sous le terme dicarboximides on retrouve, entre autres produits, le captane et le folpel, dont le marché se maintient encore une fois pour les mêmes raisons de gestion des résistances, botrytis, sclérotinia et tavelure.

Les amines et amides sont en baisse régulière depuis 2000 (-52%) ; les principaux produits, béalaxyl, cymoxanil, méfénoxam, anti-mildious de la pomme de terre et de la vigne, voient leur efficacité en baisse liée au développement de résistance ; la limitation résultante du nombre d'application par saison et la concurrence de l'iprovalicarbe et des strobilurines expliquent cette importante diminution.

Les IBS (qui d'ailleurs ne figurent pas tous sous cette rubrique) présentent également une baisse de tonnage significative (-22%) ; cette baisse est a priori étonnante dans la mesure où les IBS restent des produits de base ; elle paraît s'expliquer, d'une part par le remplacement de produits utilisés à forte dose par des produits intrinsèquement plus actifs et donc utilisés à des grammages plus faibles, mais aussi par l'utilisation de doses réduites sur céréales dans le cadre d'associations, mais aussi pour des raisons économiques.

La très forte baisse du cuivre (-59%) est liée à la concurrence des nouveaux produits mais surtout aux réductions légales des doses homologuées pour limiter l'impact environnemental du cuivre.

Le soufre est touché par une baisse à peine plus faible (-37%), liée comme précédemment à la concurrence de nouveaux produits mais aussi à la spécificité du matériel d'application de certaines formulations et à la crise viticole qui touche les régions les moins riches et traditionnellement utilisatrices du soufre.

Parmi les divers, on note les strobilurines dont l'utilisation devrait diminuer du fait des résistances à cette famille de certaines maladies sur céréales et vigne.

Tableau 2.2-2. Evolution (en tonnes) des herbicides commercialisés en France entre 2000 et 2004 (UIPP).

	2000	2001	2002	2003	2004
Benzonitriles	537	591	491	553	553
Diphényl-éthers	191	225	163	154	166
Acides phénoxy-alcanoïques	2396	2527	2097	2011	2108
Carbamates	996	741	529	834	624
Urées substituées	5033	5011	4522	3728	3972
Diazines	712	950	902	656	663
Triazines	3024	3390	1754	367	9
Triazinones	643	706	737	596	532
Amides et chloroacétamides	4765	4381	4292	3909	4595
Toluidines	1675	1359	1855	1956	2326
Dérivés picoliniques	430	325	301	301	301
Sulfonylurées	72	76	100	93	104
Aryloxyphénoxy et amino propionates	256	392	287	264	269
Herbicides divers et phytoprotecteurs	10115	11447	10750	9088	9880
Total herbicides	30845	32121	28780	24510	26102

Les benzonitriles et les diphényl-éthers sont des familles déjà anciennes et qui peuvent présenter une toxicité potentielle pour les mammifères (propriétés découplantes des benzonitriles par exemple) ; il n'y a donc plus d'innovation dans ces familles, mais dans la mesure où ces produits conservent en tant qu'herbicides des potentialités intéressantes, leur utilisation reste à peu près stable.

Ancienne également, la famille des acides phénoxy-alcanoïques est en légère baisse (-12% entre 2000 et 2004), avec là encore, pas d'innovation, mais un avenir qui reste solide compte tenu des problèmes que peuvent poser d'autres familles.

Les herbicides de la famille des carbamates, produits également anciens, sont en baisse assez régulière (-37%) en particulier du fait du remplacement par des molécules plus récentes (triallate supplanté par les sulfonyl-urées, par exemple).

Les urées substituées sont également en baisse très régulière (-21%), liée aux restrictions réglementaires de doses (diuron en viticulture, isoproturon) et à la concurrence des sulfonyle-urées jugées plus efficaces.

Le recul du lénacile sur betteraves et de la bentazone concurrencée par de nouvelles molécules, sont responsables de la baisse des diazines, depuis 2001 (-30%).

Les triazines très importantes encore en 2001 ont disparu du marché à la suite de leur interdiction liée à la contamination des eaux souterraines et de surface.

Utilisées surtout en désherbage de la pomme de terre, les triazinones sont en légère baisse (-17%), ainsi que les amides (-4%).

Une des rares familles en hausse (+39%), les toluidines, bénéficie d'une part des résistances du vulpin et du ray-grass à d'autres familles, et d'autre part de la disparition des triazines qui "booste" par exemple la pendiméthaline.

La baisse des dérivés picoliniques (-30%) est essentiellement liée à la diminution des usages du piclorame, mais aussi au problème de contamination des eaux par le triclopyr et aux restrictions d'usages subséquentes.

La famille des sulfonyleurées est une des plus récentes et est logiquement en hausse régulière (+44%), avec régulièrement de nouvelles molécules et de nouveaux usages. Les faibles tonnages sont liés aux très faibles doses utilisées et ne sont donc pas représentatifs de l'importance réelle de cette famille.

Les aryloxyphénoxy et amino propionates utilisés dans le désherbage très sélectif des céréales ont eu jusqu'en 2000 une progression très importante, aujourd'hui stabilisée du fait de la concurrence des sulfonyleurées et des problèmes de résistance apparus chez le vulpin et le ray-grass.

Pas grands commentaires à faire sur les divers, en terme de tonnage, malgré la présence du glyphosate et des problèmes émergents de contamination des eaux.

Tableau 2.2-3. Evolution (en tonnes) des insecticides commercialisés en France entre 2000 et 2004 (UIPP).

	2000	2001	2002	2003	2004
Carbamates	976	783	674	771	1119
Organochlorés	194	135	121	114	164
Organophosphorés	1287	974	932	758	604
Pyréthroïdes	193	161	170	175	226
Insecticides divers	367	361	347	347	243
Acaricides	86	74	72	58	113
Total insecticides	3103	2488	2316	2223	2469

Les carbamates insecticides, après un creux en 2002 ont retrouvés une deuxième jeunesse avec la disparition progressive de nombreux organophosphorés et la suspension d'autorisation de l'imidaclopride et du fipronil en traitement des semences de maïs et tournesol et du sol.

Quand on parle d'organochlorés, il s'agit, depuis 1998, uniquement de l'endosulfan, à peu près stable dans les 5 années considérées, mais qui du fait de sa non inscription récente sur la liste positive européenne devrait complètement disparaître à très court terme, avec comme conséquence la perte d'un mode d'action original et un outil de moins dans les stratégies anti-résistances.

Les organophosphorés sont en baisse régulière et importante (-53%) : de plus de 40 substances actives utilisées en 2000, il en reste aujourd'hui moins de 20, et il en restera probablement à terme moins de 10. L'absence de soutien de nombreuses molécules par l'industrie agrochimique pour une éventuelle inscription sur la liste européenne, le refus de plusieurs suite au réexamen, sont la cause de la disparition programmée de cette famille de neurotoxiques présentant certes de nombreux effets non intentionnels, mais qui avait gardé son efficacité sur de nombreux ravageurs et son intérêt comme alternative aux autres rares familles d'insecticides.

Les pyréthroïdes sont plutôt en légère augmentation (+17%) et gardent de loin la première place en matière d'utilisation au niveau français et européen. Le tonnage ne représente que très partiellement le niveau réel d'utilisation, puisqu'il sont généralement utilisé à des doses très faibles à l'hectare (de l'ordre de 10g m.a./ha, contre par exemple environ 500g m.a./ha pour les organophosphorés). Le problème des pyréthroïdes réside dans leurs trente années d'ancienneté et d'utilisation massive : de

nombreux problèmes de résistance sont apparus ou risquent d'apparaître et la disparition déjà mentionnée de diverses alternatives ne va pas arranger les choses.

Dans la catégorie "divers" on retrouve l'essentiel des régulateurs de croissance d'insectes et les nouvelles familles de neurotoxiques (indoxacarbe et néonicotinoïdes) ; curieusement l'année 2004 montre une baisse des tonnages utilisés qui doit plutôt être conjoncturelle. A moyen terme, ces "divers" appelés à remplacer des produits plus anciens devraient plutôt être en nette progression.

L'utilisation des acaricides est en baisse régulière depuis plus de 20 ans due à la restauration de certains équilibres en viticulture et arboriculture fruitière et à une baisse subséquente de la problématique acariens phytophages. L'année 2004 est, dans ce contexte, très atypique et des facteurs climatiques doivent expliquer cette hausse conjoncturelle.

Tableau 2.2-4. Evolution (en tonnes) des autres produits phytosanitaires commercialisés en France entre 2000 et 2004 (UIPP).

	2000	2001	2002	2003	2004
Nématicides	979	2875	1318	1778	2336
Rodenticides	1	2	11	18	0
Molluscicides	369	407	298	85	337
Substances de croissance	3184	3826	3158	3156	3920
Produits divers	3379	3786	3224	3443	3727
Total des autres produits	7912	10896	8009	8480	10360

L'utilisation des quelques nématicides présents sur le marché paraît très fluctuante, sans explication évidente. Pour les rodenticides et les molluscicides, il a déjà été signalé la faible représentativité des chiffres présentés.

Enfin la grande diversité des substances de croissance et des produits divers rend sans intérêt tout commentaire sur l'absence d'évolution.

Des pesticides très divers et des risques toxicologiques et environnementaux variés

Il n'existe pas de pesticide totalement spécifique d'un ravageur ou d'une adventice. Toutes ces substances sont écotoxiques, mais on peut s'attendre à une très grande disparité des effets potentiels en fonction des cibles et des modes d'action particuliers : il n'y a rien de commun entre les effets d'un herbicide de grande culture, inhibiteur de la photosynthèse des végétaux, un insecticide neurotoxique et un raticide anticoagulant.

Ces produits peuvent être toxiques à court ou à long terme, mais dans la plupart des cas, il n'y a pas de relation évidente entre la toxicité humaine et l'écotoxicité.

Il est donc extrêmement difficile et périlleux de tirer des généralités en la matière. On peut par exemple penser qu'un insecticide neurotoxique, du fait de l'homologie des cibles sera plus toxique pour l'homme, les vertébrés ou les arthropodes présents dans l'environnement qu'un herbicide ou qu'un fongicide ; c'est souvent vrai, mais il y a de nombreuses exceptions. De même un herbicide présentera généralement plus de risques pour la flore aquatique (algues) que d'autres pesticides.

La contamination de l'environnement est directement liée aux propriétés physicochimiques des substances actives : les molécules persistantes, solubles dans l'eau et mobiles comme beaucoup d'herbicides présentent un risque beaucoup plus important de présence dans les eaux en particulier souterraines, risque confirmés par les contrôles effectués. Des produits très volatiles ont plus de risque de se retrouver dans l'atmosphère, mais là le domaine est moins connu parce que moins exploré.

Enfin, la localisation des parcelles dans le paysage conditionne très fortement la contamination des eaux.

L'ensemble de ces points est développé dans le chapitre 3.

2.2.2. Etat des lieux et évolution du contexte

2.2.2.1. Le cadre réglementaire : vers un retrait de substances actives du marché et un durcissement des conditions d'utilisation

→ Réglementation nationale

L'utilisation des produits phytosanitaires en France est régie par une réglementation nationale définie dans le code rural traduisant de plus en plus souvent des directives européennes. Les principaux points de cette réglementation sont :

- Un agriculteur peut utiliser un produit phytosanitaire ou un mélange de produits sur une culture donnée seulement si celui-ci a une autorisation de mise sur le marché (AMM) sur la culture et l'usage considérés. Les AMM sont délivrées par le ministre de l'agriculture suite aux avis du comité d'homologation.
- Un agriculteur ne doit pas traiter s'il ne peut pas maîtriser l'entraînement des produits phytosanitaires hors de sa parcelle et il doit respecter les conditions d'emploi précisées sur les étiquettes des produits phytosanitaires (consignes abeilles, distances points d'eau, délai avant récolte...).
- Les distributeurs et les applicateurs de produits phytosanitaires doivent être agréés par le ministère de l'agriculture.
- Les denrées commercialisées doivent respecter les limites maximales de résidus définies par substance active et par denrée.

Depuis la loi d'orientation agricole de 1999 les agents des Services de la Protection des Végétaux ont des pouvoirs de police. Un distributeur commercialisant ou un agriculteur utilisant un produit sans AMM sont passibles d'amendes et de peines de prison.

Enfin, une nouvelle procédure d'autorisation des mélanges s'est mise en place en 2002. Elle concerne l'application des pesticides en mélange extemporané. Les agriculteurs français, pour des raisons essentiellement de gain de temps, appliquent souvent plusieurs pesticides en même temps. Jusqu'en 2002, à part les adjuvants homologués, cette pratique était totalement illégale puisque non autorisée. En effet, nous sommes dans un système d'homologation positive et tout produit qui n'est pas formellement autorisé pour un usage est interdit. Conscient de ce problème, le Ministère de l'Agriculture a mis en place une procédure d'enregistrement provisoire de certains mélanges sur des principes généraux comme, par exemple, le non cumul de certaines phrases de risques. Il faut rappeler que lorsque plusieurs produits sont utilisés de manière concomitante, leur efficacité peut être modifiée dans un sens ou dans l'autre : on parle de phénomènes de synergie ou d'antagonisme. Ce qui est vrai en terme d'efficacité peut aussi l'être en terme de toxicité pour l'applicateur ou en terme d'écotoxicité pour certains organismes non cibles. On connaît ainsi depuis une vingtaine d'année la potentialisation des effets toxiques des pyrèthrinoides par certains fongicides (triazoles) vis-à-vis des abeilles.

Suite aux trois années de fonctionnement du processus d'homologation des mélanges, le Ministre de l'Agriculture dans un communiqué de presse du 25 mars 2005 a précisé les nouvelles règles s'appliquant aux mélanges. Le nouveau dispositif est articulé autour de deux axes :

- Les mesures de restriction sont maintenues aux cas nécessaires à la préservation de la santé publique et de l'environnement. Cela signifie que les mélanges particulièrement toxiques, soit 5% des mélanges utilisés, seront interdits sauf évaluation scientifique au cas par cas.
- Les associations de produits, soit 95% des mélanges pratiqués sur le terrain, ne seront plus soumis à enregistrement. Leur utilisation sera encadrée par des guides de bonne pratique adaptés à chaque type de culture. Ces guides seront validés scientifiquement, puis diffusés auprès des agriculteurs.

Cette simplification était attendue par les agriculteurs qui auront désormais à respecter des règles beaucoup plus claires.

→ *Réglementation européenne*

En 1991 le Conseil européen a adopté la directive 91/414CEE relative au contrôle des produits phytosanitaires. Ce texte vise à harmoniser, entre les différents pays, l'évaluation des risques pour la santé et l'environnement des pesticides utilisés en agriculture afin d'optimiser la protection de l'homme et des milieux. Parmi les mesures adoptées figurent l'évolution européenne des substances actives, ainsi qu'une revue d'ensemble des substances actives existant sur le marché en 1993. Ce programme a été organisé en phases successives et entraîne la disparition d'un certain nombre de substances actives et donc de spécialités commerciales. Ainsi sur 839 substances actives identifiées seulement 312 sont défendues au niveau européen. Le programme de retrait concerne pour la France 160 substances actives et 600 produits phytosanitaires (produits commerciaux). Aujourd'hui, environ 500 molécules sont utilisables et ce nombre va probablement être réduit à court terme (2010) à un chiffre qui devrait se situer entre 350 et 400 substances actives.

Les causes de non-inscription et de retrait peuvent être diverses :

- Les propriétés toxicologiques, écotoxicologiques ou environnementales ne correspondent plus aux normes actuelles qui ont beaucoup évolués, surtout sur le plan environnemental. Parmi les exemples récents les plus marquants, on peut citer le retrait en 1998 du lindane utilisé en traitement de sol contre les ravageurs souterrains, pour des raisons de contamination de l'environnement dues à sa trop grande persistance, ou encore le retrait de l'arsénite de sodium, seul produit efficace contre les maladies du bois de la vigne, pour un risque cancérigène jugé inacceptable pour les applicateurs, et enfin le retrait des triazines, herbicides les plus utilisés pour le désherbage du maïs, en raison de la présence de résidus dans les eaux souterraines et superficielles, supérieurs aux normes européennes. Plus récemment la suspension du fipronil et de l'imidaclopride, insecticides utilisés en traitement de semences, pour un éventuel risque pour les abeilles.
- Une absence de soutien de l'industrie phytosanitaire pour un certain nombre de molécules jugées non rentables, ou tout simplement pour lesquelles les données nécessaires à une inscription ne sont pas disponibles.

La disparition d'un certain nombre de substances actives entraîne et entraînera donc des changements d'itinéraires techniques permettant de s'adapter aux molécules disponibles.

Mais les conséquences de ces retraits peuvent être extrêmement importantes :

- Le retrait du lindane a entraîné une recrudescence des ravageurs souterrains comme les taupins ou les hannetons ; le lindane avait été plus ou moins remplacé par les traitements de semences au fipronil et à l'imidaclopride, plutôt moins efficaces ; en 2004 ces produits, pour les raisons déjà évoquées, ont été suspendus sans que l'on se soit vraiment posé la question des conséquences. La seule alternative aujourd'hui est un retour 30 ans en arrière avec comme seuls produits autorisés, 3 carbamates, le carbofuran, le carbosulfan et le benfuracarbe, utilisés à des doses 10 fois supérieures et présentant très probablement des risques écotoxicologiques plus élevés alors que leur efficacité est connue pour être très limitée dans certains sols où ils subissent une dégradation accélérée.
- Le retrait de l'arsénite de soude, éthiquement justifié, a été effectué sans que l'on ait le moindre produit de remplacement (on n'en a toujours pas deux ans plus tard).
- Les retraits de matières actives peuvent s'accompagner pour les agriculteurs d'un surcoût qui peut mettre en danger la rentabilité d'une culture.
- Enfin, la disparition de certaines substances et de certains modes d'action va rendre encore plus difficile la gestion des risques de résistance, pour laquelle l'alternance et/ou l'association de modes d'action différents est essentielle.

2.2.2.2. Les démarches et mesures incitatives : des mesures d'accompagnement pour une limitation des "grosses erreurs"

Un certain nombre d'initiatives se sont développées depuis le début des années 1990 afin de favoriser la mise en œuvre de "bonnes pratiques phytosanitaires" par les agriculteurs. Sans chercher à être exhaustifs sur cette question, nous présentons ici les caractéristiques des principales démarches proposées. Ces démarches reposent majoritairement sur des conseils "élémentaires" visant à éviter les

grosses erreurs conduisant à des pollutions ponctuelles. Aucune ne s'inscrit réellement dans une démarche globale de raisonnement agronomique visant à accompagner la mise en œuvre d'itinéraires techniques à faible utilisation d'intrants.

Toutes ces démarches s'accompagnent de l'obligation d'enregistrement des pratiques, mais aucune n'en prévoit pour le moment une quelconque valorisation (ni par l'agriculteur lui-même, ni par son conseiller).

Les mesures de type MAE et CTE / CAD

Les Mesures Agro-Environnementales (MAE) ont vu le jour en 1992. Elles étaient alors des mesures d'accompagnement de la réforme de la PAC. Elles constituent aujourd'hui le fondement du Règlement communautaire de Développement Rural (mesure obligatoire devant figurer dans les programmes des Etats membres) et sont en France essentiellement contractualisables dans le cadre des Contrats d'Agriculture Durable (CAD), anciens Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE). Ce sont des mesures de soutien à l'agro-environnement, basée sur des engagements souscrits sur une base volontaire pour une durée minimale de 5 ans.

Un "catalogue" de mesures est proposé au niveau national, adapté et enrichi au niveau régional. On arrive, comme dans le cas des outils utilisés pour le conseil (voir 2.4.2), à un foisonnement de mesures qui souvent traitent de façon élémentaire et individuelle chaque type de problème, et ne permettent pas de resituer une décision dans le cadre d'une approche globale et cohérente sur l'ensemble de la culture voire du système de culture. L'évaluation à mi-parcours du Plan de Développement Rural National (Barbut *et al.*, 2005) met d'ailleurs en avant des résultats en demi-teinte : une majorité des mesures repose sur un changement faible, voire nul, des pratiques et la contribution de cette démarche à la lutte contre les pollutions d'origine agricole est très limitée.

La démarche Agriculture Raisonnée

Cette démarche, officialisée par le décret n°2002-631 du 25/04/02 relatif à la qualification des exploitations agricoles au titre de l'agriculture raisonnée, "correspond à une démarche globale de gestion d'exploitation qui vise, au-delà du respect de la réglementation, à renforcer les impacts positifs des pratiques agricoles sur l'environnement et à en réduire les effets négatifs, sans remettre en cause la rentabilité économique des exploitations". L'agriculture raisonnée se traduit par la mise en œuvre par les agriculteurs qui souhaitent y adhérer des 98 mesures contenues dans le référentiel national. A terme, ce référentiel national devrait être complété par des mesures régionales de nature à intégrer les spécificités et les enjeux environnementaux régionaux. Six régions ont à ce jour proposé des exigences territoriales (arrêté du 20 avril 2005 modifiant l'arrêté du 30 avril 2002 relatif au référentiel de l'agriculture raisonnée). Quatre régions proposent des mesures relatives à l'enjeu "pesticides".

Dans ce référentiel national, les mesures touchant les pesticides sont au nombre de 16 sur 98, dont 7 renvoient à des dispositions réglementaires en vigueur. Ces mesures concernent les procédés de lutte, le stockage des produits phytosanitaires, le choix des produits, et le matériel de traitement et de préparation de la bouillie. Hormis une mesure relative à l'entretien des fossés par voie manuelle ou mécanique exclusivement, aucune des autres mesures n'est de nature à modifier fondamentalement les pratiques actuelles : elles visent, souvent par des mesures de bon sens (observer avant de traiter, entretenir régulièrement son matériel de pulvérisation...), à limiter les grosses erreurs de traitement ou les risques de pollution ponctuelle. Elles n'inscrivent pas l'agriculture raisonnée dans une démarche où l'agriculteur va résolument mettre en œuvre des pratiques qui lui permettraient d'éviter d'être dans une situation où il aura à traiter. Au niveau régional, les exigences territoriales proposées restent très générales et s'inscrivent complètement dans cette logique, insistant pour la plupart sur l'intégration d'un module "produits phytosanitaires" aux formations prévues dans le cadre des exigences nationales, et l'obligation de participation à des opérations collectives quand elles existent. Elles semblent peu de nature à réellement prendre en charge des enjeux de territoire auquel un référentiel national ne peut par construction répondre.

Les cahiers des charges par filière

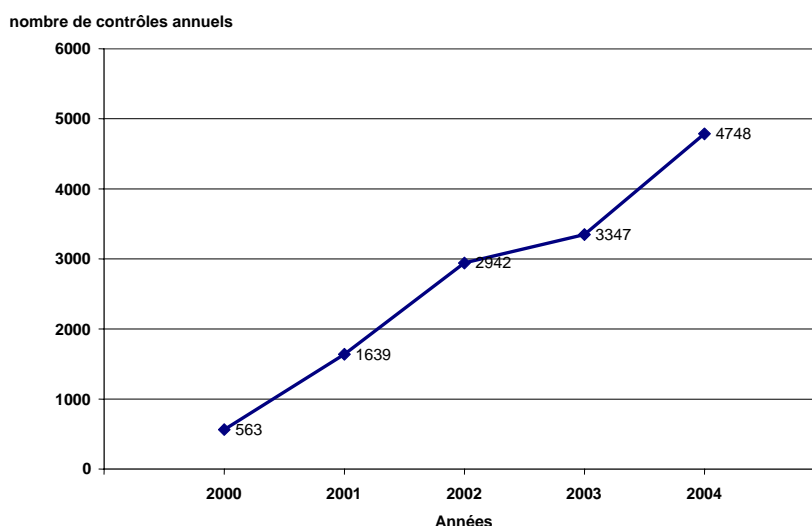
Des Chartes de Productions par filière ont été rédigées et mises en œuvre par un groupe de travail coordonné par l'IRTAC (Institut de Recherches Technologiques Agroalimentaires des Céréales) avec la collaboration d'Arvalis-Institut du végétal. Elles constituent une démarche complémentaire à l'Agriculture Raisonnée. Les objectifs de ces Chartes sont d'assurer la compétitivité de la production, d'atteindre une qualité technologique du produit conforme aux diverses exigences du marché, d'obtenir un produit de qualité sanitaire conforme à la réglementation ou aux recommandations, de prendre en compte la protection de l'environnement, de disposer d'enregistrements et de preuves concernant les interventions réalisées sur la culture. Ces Chartes concernent le blé tendre, le blé dur, l'orge de brasserie, le maïs doux, le maïs grain et le maïs ensilage. En 2004, elles étaient mises en place chez 16 entreprises de la première ou seconde transformation, concernaient 19 000 producteurs et représentaient 500 000 ha.

En plus de ces Chartes de production existent des cahiers des charges élaborés par la distribution (Carrefour par exemple). Ces cahiers des charges ont souvent recours à des listes positives ou négatives de substance basées, en principe, sur la prise en compte de l'environnement. Le choix des produits utilisables par l'agriculteur est essentiellement fondé sur la toxicité et/ou l'écotoxicité des substances actives. Dans certains cahiers des charges, l'agriculteur est obligé de fournir des produits avec des teneurs en résidus inférieures aux LMR. De l'avis général, ces cahiers des charges constituent plus ce qu'on pourrait appeler de l'"éco-marketing" que la prise en compte réelle de l'environnement.

Conditions réelles d'utilisation : des informations issues des contrôles

Depuis 2000, conformément à la loi d'orientation agricole de 1999, les agents des DRAF/SRPV réalisent des contrôles à l'utilisation et à la distribution des produits phytosanitaires. Le nombre de contrôles est en progression constante, comme l'atteste la figure 2.2-1.

Figure 2.2-1. Evolution du nombre de contrôles à l'utilisation et à la distribution des produits phytosanitaires réalisés depuis 2000. Source : programme national de contrôle de la mise sur le marché et de l'utilisation des intrants pour 2004 –Bilan 2004- DGAL/SDQP/ Cellule de surveillance et de contrôle des intrants



En 2004, 4748 contrôles ont été réalisés sur les produits phytosanitaires dont 3651 (77%) à l'utilisation des produits phytosanitaires et 1097 (23%) à la distribution. 3874 infractions (82%) ont été constatées et 2679 rappels à la loi ont été rédigés dont 78 procès verbaux transmis au procureur.

En 2006 les contrôles pesticides relatifs à la conditionnalité des aides vont se mettre en place : 1% des exploitations aidées devront être contrôlées.

Il faut ici rappeler qu'un produit est homologué au niveau national pour un usage (un ravageur, une culture) à une dose homologuée bien définie et avec un délai d'application avant récolte à respecter (DAR). Bien entendu il reste un certain nombre d'usages illégaux : détournement de l'usage, application sur une culture pour laquelle la substance n'est pas homologuée, non respect des DAR entraînant des dépassements des limites maximales de résidus à la récolte (on le voit notamment lors des contrôles de résidus sur légumes frais) ou pire encore, utilisation de produits non homologués résultants d'importations illégales, surtout dans les zones frontalières. On a même vu dans une affaire récente (instruction en cours) l'adjonction dans les bouillies de produits tels que le white spirit ou des décapants de cuve afin d'augmenter l'efficacité des produits phytosanitaires. De tels cas restent heureusement marginaux.

2.2.3. Perspectives d'innovation de l'agrochimie à moyen terme.

L'avenir paraît plutôt sombre du côté de l'agrochimie. Dans un contexte de marché international en baisse, d'un marché européen en décroissance constante, et d'un coût de développement de nouvelles molécules de plus en plus élevé, l'industrie agrochimique est rentrée depuis longtemps dans un processus de concentration qui n'est certainement pas achevé. D'une vingtaine de sociétés majeures, effectuant de l'innovation en 1980, on en est aujourd'hui à 6 sociétés et certains pronostiquent pour 2010-2015, une concentration à trois grandes multinationales.

Le développement d'une nouvelle molécule c'est aujourd'hui 150 à 200 millions d'euros, avec une part de 70 à 80% pour les études toxicologiques, écotoxicologiques et environnementales. En 1950 un dossier d'homologation était constitué d'une centaine de pages, en 1970 plutôt 10 000 pages et aujourd'hui probablement en moyenne 10 fois plus. Le dossier du fipronil représente 460 kg de données papier.

Dans ce contexte l'innovation est rare et il faut penser que pour les rares nouveaux produits qui arrivent aujourd'hui sur le marché, la décision de développement a été prise il y a 10 ou 15 ans à une époque beaucoup plus faste.

Dans le domaine des **fongicides**, les inhibiteurs du complexe mitochondrial III et plus spécialement les strobilurines (groupes des QoI) étaient promis à un bel avenir sur de nombreuses cultures. Les problèmes de résistance rencontrés sur des parasites importants comme la septoriose du blé, le mildiou de la vigne ou la tavelure des arbres fruitiers à pépins risquent de limiter rapidement l'intérêt de ces fongicides. Par voie de conséquence, il y a un recours aux anciens produits multisites comme le folpel sur mildiou de la vigne, le captane sur la tavelure, ou le chlorothalonil sur la septoriose, avec des efficacités moindres, des risques environnementaux et toxicologiques peut-être supérieurs et une impossibilité d'intervention en curatif. Sur ce dernier point il convient de signaler que sur un parasite comme le mildiou de la vigne, nous ne disposons pas actuellement de molécules à effets curatifs qui ne soient pas confrontées à un problème de résistance. Pour les fongicides qui s'annoncent à moyen terme, il n'y a pas de nouvelle famille à large spectre d'action. Par contre quelques molécules (probablement issues de screening de firmes avant les fusions) sont annoncées, voire déjà lancées dans certains pays européens. Il s'agit notamment du boscalide, une carboxamide de la même famille que la carboxine, mais active sur des Ascomycètes (Oïdium, Botrytis), du prothioconazole, un IDM qui a la particularité d'être efficace sur des souches résistantes à d'autres membres de cette classe d'IBS. A noter que les IBS demeurent une valeur sûre malgré ces phénomènes de résistance. Enfin, trois nouveaux anti-oïdium se profilent appartenant à des familles chimiques différentes, la métrafénone, le proquinazide et la cyflufénamide.

Dans le domaine des **herbicides**, on n'a pas eu depuis plusieurs années de véritable nouveauté, c'est-à-dire un mode d'action nouveau. Les nouveaux produits appartiennent à des familles déjà connues et sont surtout des inhibiteurs de l'acétolactate synthase (ALS), comme les sulfonylurées, ou encore des inhibiteurs de l'acétyl coenzyme A carboxylase (ACCCase), mais les dernières molécules sont conçues pour le riz. Quelques nouveautés sont proposées également dans les inhibiteurs de la protoporphyrène oxydase (PPO), mais ces herbicides sont essentiellement des antidicotylédones non systémiques, ce qui limite leur emploi. Enfin, quelques nouveaux inhibiteurs de la

4-hydroxyphénylpyruvate-dioxygénase (HPPD) comme les tricétones et les IFT arrivent à point pour offrir une alternative technique aux triazines dans le désherbage du maïs.

Dans le domaine des **insecticides**, un certain nombre de nouvelles substances actives devrait apparaître d'ici 2010. Tout d'abord de nouveaux neurotoxiques, en particulier les nicotinoïdes, vont prendre progressivement le relais de neurotoxiques plus anciens ; le retard français dans le développement de cette nouvelle famille est en grande partie dû au procès fait à l'imidaclopride. Acétamipride, thiaclopride, thiaméthoxam, clothianidine et dinotéfuran devraient venir s'ajouter progressivement aux insecticides survivant à la réévaluation européenne. La famille des phénylpyrazoles ou fiproles (famille du fipronil) devrait s'enrichir d'un nouveau produit, l'éthiprole. Autres neurotoxiques, de nouvelles toxines extraites ou modifiées de microorganismes sont déjà utilisées dans divers pays : le spinosad ou l'émamectine. De nouveaux régulateurs de croissance d'insectes (RCI), mais appartenant à des familles déjà connues sont en cours d'homologation, comme des benzoyl-urées (bistrifluron, novaluron, noviflumuron) ou des benzhydrazides (halofénozide, méthoxyfénozide, chromafénozide). Enfin, à plus ou moins longue échéance, se profilent de nouveaux acaricides et insecticides avec des modes d'action apparemment originaux : bifénazate, dicyclanil, flonicamide, polynactines, pyridalyl, pyrimidifen, spirodiclofen, sulfluramide, tolfenpyrad. L'avenir des insecticides et acaricides paraît, au moins à moyen terme, moins sombre que pour les autres catégories de pesticides.

2.3. Pratiques

2.3.1. Données disponibles / données utilisées

Il existe un très grand nombre de dispositifs de recueil de données relatifs à l'agriculture, au territoire ou à l'environnement à différentes échelles (parcelles, bassin versant, département, région). Les données recueillies sont de type technique, technico-économique ou comptable. Un inventaire réalisé fin 2003 (Durand, 2003) en montre la diversité tant sur le plan de la thématique (agriculture, territoire ou environnement) que sur le plan des objectifs de la collecte (connaissance, conseil, recherche/action) et des acteurs à l'origine du dispositif (pouvoirs publics, CNCER, ONIC, Instituts Techniques, Chambres d'Agriculture, Coopératives...). Cependant, la plupart de ces sources, parfois non complètement dépouillées par manque de moyens humains ou financiers (réseau et observatoire de Chambres d'Agriculture par exemple) restent très difficiles d'accès pour des raisons de propriétés des données par des organismes non publics, d'exigence d'anonymat pour les utilisateurs des pesticides, ou des craintes d'exploitation répressive qui pourrait en être faite.

Compte tenu de ces limites, les données utilisées dans cette expertise pour mieux connaître les pratiques en matière d'utilisation de pesticides par les agriculteurs ont été réduites à l'exploitation des enquêtes nationales sur les pratiques culturales réalisées par le SCEES en 1994 et en 2001. Ces enquêtes couvrent 10 cultures en 1994 et 12 cultures en 2001 pour respectivement 8967 et 21400 parcelles (tableau 2.3-1) issues d'un tirage aléatoire systématique à partir des points d'observation du réseau Teruti¹. Ces enquêtes (dont un formulaire figure en Annexe 2-1) permettent de collecter des données sur les pratiques agricoles par culture et par région (mode d'implantation, itinéraire technique de protection et azote, rendement...), des questions sur le matériel utilisé, le stockage, les modes de raisonnement mis en œuvre...

Les principales informations publiées par culture et région enquêtées portent sur :

- les caractéristiques propres à l'implantation : mode d'implantation, choix de variété, date et dose de semis,
- les caractéristiques propres aux programmes de traitement : nombre et type de désherbage (distribution et moyenne), nombre d'insecticides (distribution et moyenne), nombre de fongicides (distribution et moyenne), nombre d'antilmaces (distribution et moyenne), nombre de régulateurs quand il y a lieu (distribution et moyenne). En 1994 figurent également des informations sur les matières actives les plus utilisées (en superficies développées),
- la distribution des rendements,
- pour 1994 seulement, les modalités de raisonnement des applications d'insecticides et de fongicides par les agriculteurs.

Les données concernant les pratiques phytosanitaires sont donc très nombreuses mais font pour l'instant l'objet de dépouillements statistiques sommaires dont les résultats sont disponibles 2 à 3 ans après la réalisation de l'enquête (Agreste, 1996, 2003 et 2004). En l'état, ces dépouillements ne permettent pas d'appréhender le poids de la succession des cultures et le poids des milieux dans les pratiques mises en œuvre par les agriculteurs.

L'exploitation des résultats entre 1994 (publiée en août 1996) et 2001 (publiée en juillet 2004) n'est pas totalement comparable. Par exemple, le nombre moyen de traitements par grand type d'intervention (fongicide, insecticide...) n'est publié qu'en 1994. En 2001, nous n'avons qu'un nombre de traitements moyen sur l'ensemble de la culture hors désherbage. Cet indicateur "nombre de traitement" ne rend en outre pas compte de l'information sur le type de produit appliqué, et des doses d'application, bien que l'information soit recueillie au cours de l'enquête.

¹ TERUTI : enquêtes "Utilisation de Territoire" (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche) basées sur l'observation annuelle d'un échantillon fixe de parcelles issues d'un maillage systématique du territoire français (550 000 points d'observation, soit 1 point pour 100 ha).

Enfin, l'exploitation des résultats reste très monofactorielle et des tableaux croisés visant à mettre en relation période d'implantation, niveau de rendement et nombre de traitements pas exemple ne sont pas proposés. Ces dépouillements ne permettent pas d'approcher les grands types de stratégie de protection phytosanitaire mis en oeuvre. Un travail d'analyse complémentaire de ces données reste donc à faire, qui permettrait de comprendre les principaux modes de conduites pratiqués. Les conditions de mise à disposition par le SCEES des données recueillies n'ont pas permis d'envisager cette analyse agronomique dans le cadre de l'expertise. Nous nous contenterons donc ici de l'exploitation des données publiées par le SCEES, ce qui limite assez fortement la connaissance des pratiques phytosanitaires, en la réduisant à des statistiques par technique.

Tableau 23-1. Présentation comparée des échantillons des parcelles enquêtées par le SCEES en 1994 et en 2001. En nombre de parcelles enquêtées en 1994 et 2001 (1994/2001). (Agestre 1996 et 2004)

	Blé T	Blé D	Orge	Mais G	Colza	Tournesol	Pois	Betterave	Pomme de terre
Ile de France	116 / 260	- / -	- / 159	- / 220	94 / 230	- / -	106 / 245	- / 113	- / -
Champagne Ardenne	175 / 278	- / -	139 / 294	144 / -	165 / 254	- / -	124 / 100	- / 119	- / -
Picardie	91 / 202	- / -	107 / 166	- / 79	- / 123	- / -	98 / 126	- / 159	- / 111
Haute-Normandie	161 [*] / 114	- / -	143 [*] / 111	151 [*] / 25	150 [*] / 86	166 [*] / -	149 [*] / 92	- / -	- / -
Centre	230 / 414	213 / 75	187 / 440	204 / 316	208 / 393	203 / 266	214 / 152	- / -	- / -
Basse-Normandie	116 [*] / 211	- / -	143 [*] / -	151 [*] / 22	150 [*] / -	166 [*] / -	149 [*] / -	- / -	- / -
Bourgogne	146 / 316	- / -	119 / 226	151 / 74	171 / 201	- / -	- / -	- / -	- / -
Nord-Pas de Calais	91 / 157	- / -	106 / 145	- / 35	- / -	- / -	95 / 120	- / 148	- / 143
Lorraine	99 / 272	- / -	101 / 305	- / 32	86 / 196	- / -	- / -	- / -	- / -
Alsace	- / 105	- / -	- / -	113 / 101	- / -	- / -	- / -	- / -	- / -
Franche-Comté	- / 159	- / -	- / 139	- / 108	- / 102	- / -	- / -	- / -	- / -
Pays de la Loire	166 / 303	- / -	- / -	201 / 116	- / -	218 / 98	- / -	- / -	- / -
Bretagne	219 / 203	- / -	210 / 194	225 / 82	- / -	- / -	- / -	- / -	- / -
Poitou-Charentes	150 / 276	- / -	144 / 258	135 / 198	151 / 215	154 / 240	- / -	- / -	- / -
Aquitaine	- / 106	- / -	- / -	200 / 306	- / -	105	- / -	- / -	- / -
Midi-Pyrénées	183 / 371	193 / 134	179 / 109	183 / 292	- / -	220 / 314	- / -	- / -	- / -
Rhône-Alpes	- / 290	- / -	- / -	137 / 233	- / -	165 / -	- / -	- / -	- / -
Auvergne	118 / 158	- / -	- / -	- / 81	- / -	97 / -	- / -	- / -	- / -
Languedoc Roussillon	- / -	95 / 182	- / -	- / -	- / -	100 / -	- / -	- / -	- / -
PACA	- / -	108 / 152	- / -	- / -	- / -	- / -	- / -	- / -	- / -
Ensemble	1945 / 4195	609 / 543	1435 / 2546	1844 / 2320	1025 / 1800	1323 / 1023	786 / 835	- / 539	- / 254

* en 1994, Haute et Basse Normandie sont agrégées

NB sur l'enregistrement des pratiques (phytosanitaires) par les agriculteurs : l'enregistrement des pratiques des agriculteurs tend à se développer. Jusqu'alors laissé au choix de l'agriculteur, cet enregistrement tend à devenir obligatoire dans certaines démarches : agriculture raisonnée ou autres démarches de qualification ou certification, cahier des charges de production particuliers, CTE/CAD... Concernant les pratiques phytosanitaires, ces enregistrements sont donc encore peu nombreux et surtout peu utilisables et valorisables par des tiers : données individuelles pas toujours uniformisées (dans la saisie) et pas "centralisées".

2.3.2. Utilisation des pesticides

2.3.2.1. Cas des grandes cultures

Le tableau 2.3-2 présente les pratiques de traitements phytosanitaires sur les principales cultures enquêtées et leur évolution entre 1994 et 2001.

Tableau 2.3-2. Comparaison de l'utilisation des pesticides entre 1994 et 2001 en France (en moyenne) sur les grandes cultures. (Agreste 1996 et 2004)

Les chiffres en "bold" expriment le nombre de traitements en moyenne sur l'ensemble des parcelles (traitées et non traitées) ; les chiffres en italique entre parenthèses représentent la part de la surface de la culture traitée.

Culture	Dose N moyenne en Unités N		Rendement moyen en q/ha		Herbicides		Régulateurs		Fongicides +insecticides +antilmaces		Total traitements / total traitements hors désherbage	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Blé tendre	160 <i>(99%)</i>	173 <i>(99%)</i>	70	70	n.c. <i>(99%)</i>	2.3 <i>(98%)</i>	0.6 <i>(53%)</i>	0.6 <i>(61%)</i>	2.9 <i>(n.c.)</i>	3.5 <i>(96%)</i>	n.c / 3.5	6.6 / 4.3
Blé dur	165 <i>(99%)</i>	170 <i>(99%)</i>	45	45	n.c. <i>(98%)</i>	1.7 <i>(84%)</i>	0.9 <i>(95%)</i>	0.2 <i>(5%)</i>	1.9	2.1 <i>(71%)</i>	n.c / 2.8	4 / 2.3
Orge	125 <i>(98%)</i>	134 <i>(99%)</i>	57	60	n.c. <i>(96%)</i>	1.8 <i>(97%)</i>	0.6 <i>(45%)</i>	1 <i>(61%)</i>	1.9	2.7 <i>(93%)</i>	n.c / 2.5	5.5 / 3.7
Mais grain	168 <i>(97%)</i>	158 <i>(96%)</i>	84	85	n.c. <i>(100%)</i>	2.3 <i>(98%)</i>	s.o.	s.o.	0.8	0.5 <i>(38%)</i>	n.c / 0.8	3.2 / 0.5
Colza	180 <i>(98%)</i>	176 <i>(98%)</i>	28	27	n.c. <i>(99%)</i>	2.1 <i>(100%)</i>	n.c. <i>(n.c.)</i>	n.c. <i>(n.c.)</i>	4	4.6 <i>(99%)</i>	n.c / 4.5	6.7 / 4.6
Tournesol	54 <i>(78%)</i>	44 <i>(77%)</i>	20	22	n.c. <i>(99%)</i>	1.8 <i>(97%)</i>	s.o.	s.o.	1.1	0.8 <i>(64%)</i>	n.c / 1.1	2.8 / 1
Pois	n.c. <i>(n.c)</i>	3 <i>(5%)</i>	53	42	n.c. <i>(100%)</i>	2.5 <i>(99%)</i>	s.o.	s.o.	4.4	4.2 <i>(99%)</i>	n.c / 4.4	6.7 / 4.2
Betterave ⁽²⁾		127 <i>(96%)</i>		618		9.7 <i>(100%)</i>				2.7 <i>(96%)</i>		12.4 / 2.7
Pomme de terre ⁽²⁾		155 <i>(99%)</i>		384		2.1 <i>(98%)</i>				14.4 <i>(100%)</i>		16.5 / 14.4

- (1) en 2001, le nombre moyen de régulateurs est obtenu par déduction (différence entre nombre total de traitements et nombre herbicides et "autres traitements" (fongicides, insecticides...))
 (2) Betterave et Pomme de terre ne figurent pas dans la liste des cultures enquêtées en 1994
 (3) n.c. : données non communiquées
 (4) s.o : sans objet

Cette comparaison est évidemment à interpréter avec beaucoup de prudence compte tenu du fait :
 - que l'échantillon n'est pas le même entre 1994 et 2001 (tableau 2.3-1),
 - que le contexte parasitaire et climatique de ces deux années n'est par définition pas identique (encadré 2.3-1).

Encadré 2.3-1. Contexte climatique et parasitaire des campagnes 1994 et 2001.

1994 et 2001 sont deux campagnes assez différentes sur le plan du climat et de la pression parasitaire.

1994 est une année sans pression parasitaire pénalisante globalement : pressions habituelles de septoriose et de rouilles sur céréales, peu de pucerons, attaques de sclérotinia par endroits sévères sur colza, pression pucerons "habituelles". Sur maïs, on note localement une pression de pyrales et sésamies.

2001 est une année "calme" sur le plan parasitaire mais les conditions d'implantation des cultures d'hiver et de printemps ont été fortement pénalisées par des conditions climatiques très humides. L'hiver doux et pluvieux a été en outre favorable aux levées de mauvaises herbes. Les potentiels de rendement ont été affectés, notamment sur cultures d'hiver et sur betterave. Côté ravageur, c'est surtout les limaces qui sont le problème essentiel de cette campagne. Le développement des maladies a été freiné par les conditions climatiques de mai. Sur colza, on note un net recul de la pression sclérotinia. Maïs et pois présentent une pression insectes et maladies très faible.

Néanmoins, ces résultats montrent que le nombre moyen de traitements² par culture (hors désherbage) augmente entre 1994 et 2001 pour quelques cultures (blé tendre, orge, colza). Il diminue pour le blé dur, le maïs grain, le tournesol et le pois.

Ce tableau 2.3-2 souffre de nombreux manques, du fait de données chiffrées non publiées. Mais une synthèse réalisée par le SCEES en 2003 (Agreste, 2003) indique par ailleurs une augmentation du nombre de traitements par culture tous traitements confondus.

Pour le blé, cette augmentation du nombre de traitements totaux est de plus de 3 traitements. Elle est à mettre au compte du désherbage (au moins un traitement de plus) et des fongicides (au moins un traitement de plus également). Sur maïs, c'est le poste désherbage qui explique l'augmentation (de 1,5 traitements en 1994 à plus de 2,5 en moyenne en 2001).

Un premier élément d'explication à ces évolutions réside dans le climat : en 2001, un hiver doux et pluvieux a été favorable aux levées de mauvaises herbes dans les cultures d'automne, ce qui pourrait expliquer l'augmentation du nombre de traitements herbicides sur ces cultures. Cette explication n'est évidemment plus pertinente pour les cultures de printemps où l'augmentation importante des traitements herbicides pourrait trouver une explication dans une moindre efficacité des traitements.

Les conditions climatiques de l'hiver 2001 ont également favorisé la mise en place d'un fort potentiel de maladies sur cultures d'automne. Malgré des conditions climatiques en mai peu favorable à son extension, ce potentiel pourrait être à l'origine de l'augmentation du nombre de traitements fongicides observée.

Cette augmentation des traitements observée en 2001 est associée à un recours plus important aux "mélanges" (association de plusieurs produits phytosanitaires lors d'une même application) pour des raisons d'organisation du travail (réduction du nombre de passages au champ) et de coût de traitement. Cette augmentation de la fréquence des mélanges s'accompagne d'une réduction des doses par hectare traité pour de nombreuses matières actives (données chiffrées SCEES non publiées dans leur totalité). L'isoproturon, matière active la plus fréquemment utilisée pour désherber le blé, est ainsi passée d'une dose moyenne par hectare traité de 1200 g en 1994 à 925 g en 2001. 20% des surfaces traitées n'en reçoivent que 500 g/ha, soit plus de trois fois moins que la dose homologuée (1800 g/ha/an en 2001). Côté maïs, l'atrazine est encore en 2001 la matière active "de base" du désherbage de cette culture : 80% des surfaces traitées en reçoivent, à une dose moyenne de 800 g/ha (dose homologuée en 2001 : 1000 g/ha/an) contre 1400 g en 1994. L'enquête laisse apparaître qu'en 2001 en moyenne 12% des surfaces traitées dépassent la dose homologuée, et 25% des surfaces traitées reçoivent une demi-dose.

Ces "nouvelles" pratiques qui apparaissent en 2001 soulèvent deux questions :

- celle de la relation entre le recours fréquent à des doses très réduites par rapport aux doses homologuées et l'apparition de phénomènes de résistance des bio-agresseurs aux produits phytosanitaires. En matière de fongicides, le fractionnement d'applications à doses réduites allonge la période de présence du pesticide, facteur contribuant à une augmentation de la pression sélective vis-à-vis de souches résistantes (Leroux, 2003),
- celle de l'efficacité comparative de ces nouvelles pratiques (en lien avec la question précédente).

Le tableau 2.3-3 montre également que si la quasi-totalité des surfaces enquêtées reçoivent des herbicides en 2001, une part non négligeable a également recours au désherbage mécanique (binage, hersage) pour quatre cultures : maïs, tournesol, betterave et pomme de terre.

Plus d'un quart des surfaces de tournesol et de pomme de terre, et plus de la moitié des surfaces de betterave ont recours à la pratique du désherbage "mixte", combinant traitement phytosanitaire et outil mécanique. Ces données ne sont pas publiées en 1994.

² Un traitement désigne l'usage d'un produit phytosanitaire (spécialité à base de une ou plusieurs matières actives) appliqué en un passage

Tableau 2.3-3. Part de la surface avec désherbage mécanique en 2001 pour quatre cultures (maïs, tournesol, betterave, pomme de terre). Moyenne France (Agreste, 2004)

	% de surface avec désherbage mécanique	Rappel du nombre de traitements herbicides et de la surface traitée
Maïs	14%	2,3 (98%)
Tournesol	27%	1,8 (97%)
Betterave	58%	9,7 ⁽¹⁾ (100%)
Pomme de terre	27%	2,1 (98%)

⁽¹⁾ le désherbage de la betterave fait appel à un grand nombre de spécialités herbicides, utilisées en association à faible dose, et de façon répétée.

Le tableau fourni en Annexe 2-2 laisse apparaître une grande diversité interrégionale. Très développée en Pays de la Loire sur tournesol (55% des surfaces), cette pratique est très peu mise en œuvre en région Centre (17% des surfaces). Sur maïs, on observe la même diversité : l'Alsace y a fortement recours avec près de 30% des surfaces concernées, alors que cette pratique est peu développée dans le Bassin Parisien, le Centre et l'ouest de la France. Les Pays de la Loire y ont peu recours en maïs, à l'inverse des observations sur tournesol.

Notons l'absence de corrélation entre le nombre de traitements herbicides et la surface avec désherbage mécanique sur des données brutes de ce type. Ces résultats suggèrent d'aller au-delà d'une analyse statistique en terme de nombre de traitements et de surface concernée et d'analyser les données sous l'angle d'une description des itinéraires techniques de désherbage dans les différents cas de figure rencontrés. Cette remarque est récurrente dans ce chapitre et fera l'objet d'un développement dans le bilan du chapitre 2.

Une autre évolution se dessine entre 1994 et 2001 : le mode d'implantation des cultures voit la part implantée après labour légèrement diminuer, notamment pour les céréales à paille. Le tableau 2.3-4 illustre cette tendance, et montre également la grande diversité régionale des modes d'implantation.

L'implantation sans recours au labour (travail superficiel et semis direct) augmente en moyenne pour toutes les cultures. Cette évolution est surtout le fait d'une augmentation du recours au semis direct. Cela devrait avoir des conséquences en matière de programme désherbage (choix de programmes, doses d'application, efficacité). Les données disponibles ne permettent pas une analyse comparative des stratégies désherbage mises en œuvre par les agriculteurs dans les cultures implantées en semis direct vs les cultures implantées après travail du sol.

Tableau 2.3-4. Evolution du mode d'implantation selon les cultures entre 1994 et 2001. Moyenne sur l'ensemble des régions et amplitude des moyennes régionales (Agreste 1996 et 2004).

Culture	labour		Travail superficiel		Semis direct	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Blé tendre	88.5% (61.1 à 98.2%)	83%	9.7% (0 à 34.2%)	7% (0 à 33%)	1.8% (0.6 à 5.1%)	10% (3 à 39%)
Blé dur	62.7% (36% à 97%)	54% (32 à 84%)	35.1% (3% à 61%)	35% (12 à 57%)	2.3% (0 à 3.2%)	11% (2 à 17%)
Orge	95.2% (89% à 100%)	89% (83-98)	3.9% (0 à 10%)	5% (0 à 10%)	1% (0 à 3%)	6% (2 à 10%)
Maïs grain	97.6%	94% (88 à 99%)	1.6%	2% (0 à 7%)	0.6%	3% (0 à 6%)
Colza	82%	78% (67 à 87%)	16.1%	10% (6 à 17%)	1.8%	12% (6 à 16%)
Tournesol	94.5%	92% (87 à 94%)	5.1%	5% (1 à 10%)	0.5%	3% (2 à 6%)
Pois	98.3%	94% (93 à 96%)	1.3%	1% (0 à 3%)	0.4%	5% (2 à 7%)
Betterave		97% (94 à 98%)		3% (sans labour) (2 à 6%)		
Pomme de terre		93% (91 à 94%)		7% (6 à 9%)		0%

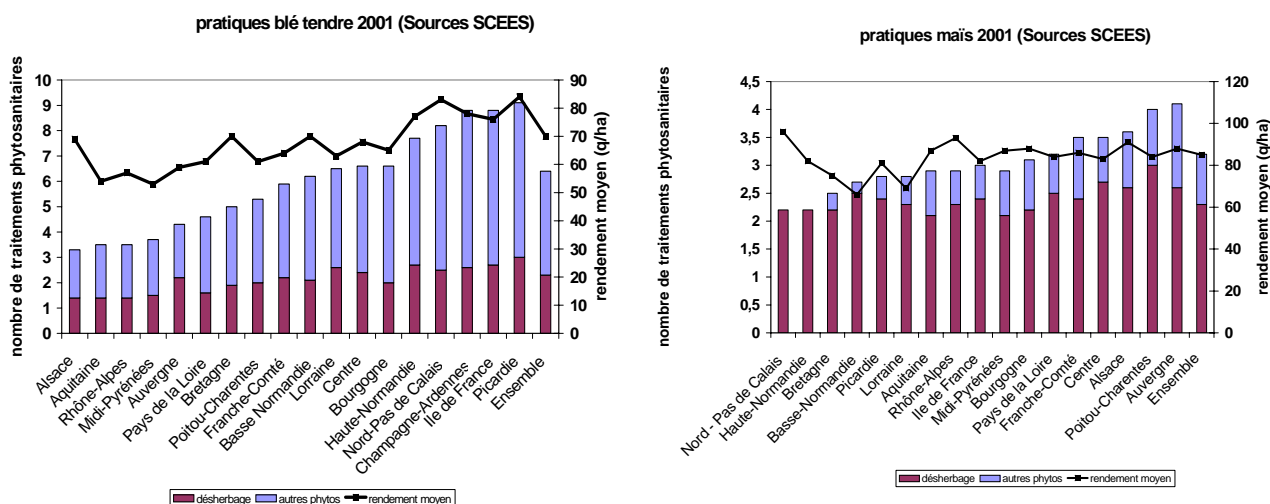
Une analyse "plus fine" des pratiques de protection des cultures sur les quatre cultures représentant plus de la moitié des terres arables (blé, colza, maïs et pois) permet d'en appréhender leur grande diversité interrégionale (pour plus de détails, voir les tableaux des Annexes 2-3, 2-4, 2-5 et 2-6).

Cette analyse laisse apparaître des "profils" différents selon les cultures :

- On observe ainsi sur blé tendre une grande variabilité des pratiques selon les régions, avec un nombre de traitements moyen variant de 3,4 en Alsace à 9 en Picardie. La figure 2.3-1 montre qu'une relation existe entre niveau d'intensification et potentialités : les régions à fort potentiel (Champagne-Ardenne, Picardie, Ile de France...) sont aussi celles qui ont le nombre de traitements en moyenne le plus élevé. Cette grande variabilité est également observable à l'intérieur de chaque région. En 1997 en Picardie, on observe une forte variabilité de l'itinéraire technique sur blé, allant d'une stratégie fortement "raisonnée" (1 régulateur, 1 à 2 fongicides et 1 insecticide) à des stratégies très intensives (3 régulateurs, 4 fongicides et 2 insecticides). Si le lien entre niveau d'intensification et rendement existe, celui entre niveau d'intensification et marge brute est beaucoup plus discutable (Faloya *et al*, 2002 ; Chambre Régionale d'Agriculture de Picardie, 1997).

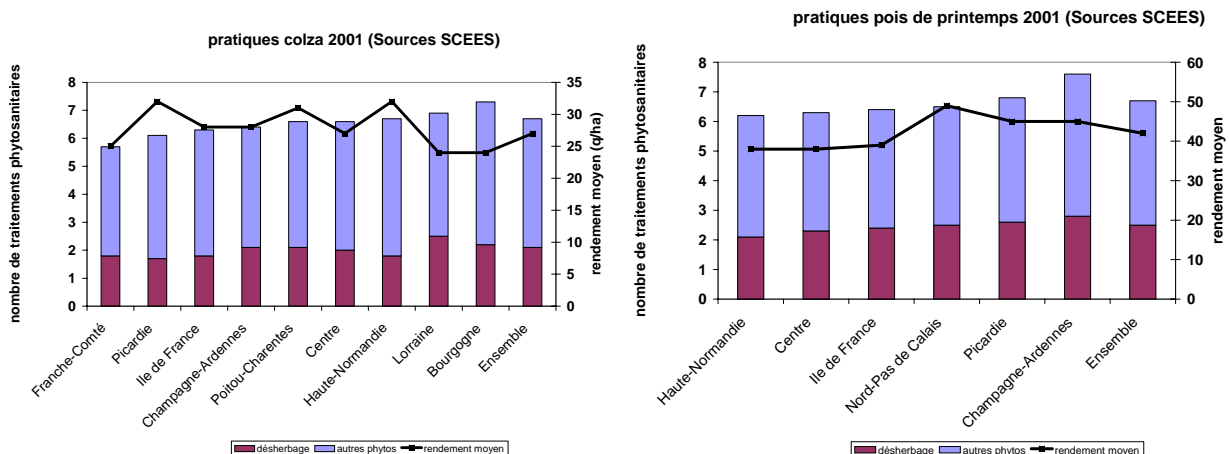
- Sur maïs, cette variabilité du nombre de traitements est beaucoup plus faible (de 2,2 à 4,1 traitements selon les régions), et le lien avec les potentialités est beaucoup plus ténue.

Figures 2.3-1. et 2.3-2. Variabilité régionale du nombre de traitements phytosanitaires et des rendements moyens sur blé tendre et maïs en 2001 (Agreste 2004).



A l'inverse, la variabilité des pratiques moyennes entre régions productrices sur colza et pois protéagineux est faible (figures 2.3-3 et 2.3-4).

Figures 2.3-3. et 2.3-4. Variabilité régionale du nombre de traitements phytosanitaires et des rendements moyens sur colza et pois protéagineux en 2001.



Les figures 2.3-3 et 2.3-4 montrent en outre le faible lien avec les potentialités. Tout se passe comme si les pratiques intensifiées permettaient juste de "maintenir" le rendement, ou d'éviter qu'il ne s'érode trop dans un contexte où la simplification des rotations et le retour fréquent des mêmes cultures conduit à une pression parasitaire importante. La Bourgogne et la Lorraine sont par exemple les régions au nombre moyen de traitements sur colza les plus élevés et aux rendements moyens obtenus les plus faibles. En parallèle, ce sont aussi les régions qui présentent une fréquence élevée de retour du colza dans la rotation (Cetiom, comm.pers.). Ces hypothèses de liens entre systèmes de culture plus ou moins diversifiés, potentialités et mode de conduite des cultures sont bien au cœur de la problématique pesticides. Une analyse poussée agronomique des données collectées par le SCEES mériterait d'être entreprise à ce sujet.

Enfin, la diversité des pratiques est également très importante à l'intérieur d'une même région, traduisant là autant des effets liés au milieu (diversité de sols, voire de climat) qu'au comportement des agriculteurs. Les tableaux 2.3-5 à 2.3-8 présentent cette diversité pour le blé, le maïs, le pois et le colza.

On notera que cette variabilité est d'autant plus forte que les cultures sont très "consommatrices" de produits phytosanitaires. C'est le cas par exemple sur pomme de terre : dans un CETA de Picardie de 50 adhérents, en 1998, une enquête fait ressortir que le nombre de fongicides utilisés sur la même variété montre une amplitude de 3 à 23 traitements (Faloya, communication personnelle, données non publiées). Les données SCEES 2001 confirment cette assertion, comme en témoigne le tableau 2.3-9.

Tableau 2.3-5. Distribution du nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors désherbage) en **blé tendre** sur les régions enquêtées (Agreste, 2004). Les chiffres sont exprimés en % de surface concernée

Blé tendre	Nombre total de traitements phytosanitaires hors désherbage			
	0	1 à 3	4 à 5	6 et plus
Ile de France	1%	18%	49%	32%
Champagne Ardenne	2%	23%	40%	36%
Picardie	1%	28%	44%	27%
Haute-Normandie	1%	49%	24%	26%
Centre	2%	51%	37%	10%
Basse-Normandie	5%	56%	22%	17%
Bourgogne	3%	39%	41%	17%
Nord-Pas de Calais	1%	38%	38%	23%
Lorraine	8%	53%	34%	6%
Alsace	23%	68%	8%	1%
Franche-Comté	2%	66%	23%	9%
Pays de la Loire	4%	74%	20%	2%
Bretagne	6%	71%	22%	2%
Poitou-Charentes	4%	61%	27%	8%
Aquitaine	16%	72%	10%	3%
Midi-Pyrénées	14%	73%	12%	2%
Rhône-Alpes	18%	71%	10%	1%
Auvergne	23%	69%	4%	3%
Ensemble	4%	48%	32%	16%

Tableau 2.3-6. Distribution du nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors désherbage) en **maïs** sur les régions enquêtées. Les chiffres sont exprimés en % de surface concernée (Agreste, 2004)

Maïs	Nombre total de traitements phytosanitaires hors désherbage			
	0	1	2	3
Ile de France	54%	28%	17%	1%
Picardie	77%	20%	2%	0%
Haute-Normandie	93%	6%	1%	0%
Centre	57%	35%	8%	0%
Basse-Normandie	85%	15%	1%	0%
Bourgogne	62%	28%	7%	4%
Nord-Pas de Calais	90%	10%	0%	0%
Lorraine	77%	20%	2%	1%
Alsace	33%	55%	12%	0%
Franche-Comté	45%	39%	11%	5%
Pays de la Loire	69%	29%	1%	1%
Bretagne	72%	28%	0%	1%
Poitou-Charentes	59%	27%	10%	3%
Aquitaine	47%	36%	15%	2%
Midi-Pyrénées	43%	38%	16%	3%
Rhône-Alpes	68%	23%	8%	1%
Auvergne	33%	46%	15%	6%
Ensemble	62%	30%	7%	1%

Tableau 2.3-7. Distribution du nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors désherbage) en **pois protéagineux** sur les régions enquêtées. Les chiffres sont exprimés en % de surface concernée (Agreste, 2004)

pois protéagineux	Nombre total de traitements phytosanitaires hors désherbage			
	0	1 à 3	4 à 6	7 et plus
Ile de France	2%	36%	55%	6%
Champagne-Ardenne	1%	27%	48%	24%
Picardie	0%	34%	57%	9%
Haute-Normandie	3%	32%	56%	8%
Centre	0%	38%	56%	6%
Nord- Pas de Calais	1%	39%	54%	6%
Ensemble	1%	34%	55%	10%

Tableau 2.3-8. Distribution du nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors désherbage) en **colza** sur les régions enquêtées. Les chiffres sont exprimés en % de surface concernée (Agreste, 2004)

Colza	Nombre total de traitements phytosanitaires hors désherbage				
	0	1 à 2	3 à 4	5 à 6	7 et plus
Ile de France	1%	13%	31%	43%	13%
Champagne Ardenne	1%	13%	45%	31%	11%
Picardie	2%	11%	44%	29%	14%
Haute-Normandie	2%	7%	35%	35%	21%
Centre	2%	11%	36%	38%	14%
Bourgogne	0%	10%	32%	34%	24%
Lorraine	0%	13%	42%	32%	13%
Franche-Comté	1%	22%	44%	25%	8%
Poitou-Charentes	1%	12%	40%	33%	13%
Ensemble	1%	11%	38%	35%	15%

Tableau 2.3-9. Distribution du nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors désherbage) en **pomme de terre** sur deux régions enquêtées. Les chiffres sont exprimés en % de surface concernée (Agreste, 2004).

Région	Nombre total de traitements phytosanitaires hors désherbage					
	0	1 à 5	6 à 10	11 à 15	16 à 20	21 et plus
Picardie	0%	0%	8%	53%	32%	6%
Nord- Pas de Calais	1%	1%	23%	48%	20%	7%
Ensemble	0%	1%	17%	50%	25%	7%

Un des éléments de compréhension de la variabilité observée repose sur la connaissance du comportement des agriculteurs en terme de décision de traitements. Quelques éléments de réponse sont apportés par les enquêtes réalisées par le SCEES en 1994 (tableaux 2.3-10 à 2.3-12). Ces données commencent à être anciennes mais les données 2001 n'ont pas été publiées sur ce sujet.

Tableau 2.3-10. Raisons des choix de traitements fongicides et insecticides **sur blé tendre** en 1994 (en % des réponses) (Agreste, 1996)

régions	fongicides			insecticides		
	Habitude	Recommandations techniques	Observations	Habitude	Recommandations techniques	Observations
Ile de France	23.9	38.7	60.7	26.7	33.6 / 15	62.3
Champagne-Ardenne	21.7	61.6	57.9	17.3	60.7	65.6
Picardie	23.3	38.8	75.5	17	34.1	80.7
Centre	27.3	41.7	66.8	24.4	38.1	69.6
Normandie	25.3	28.7	68.7	20.6	24.4	74.4
Bourgogne	21.3	52	68.3	19.5	53.6	63.5
Nord Pas de Calais	30.8	52.8	56.1	29.6	48.9	59.1
Lorraine	35.6	39.8	60.2	35.9	34.9	64.2
Pays de la Loire	48.3	26	53.8	41	23.7	59.1
Bretagne	35.5	27	55.3	29.1	26	63
Poitou-Charentes	23.9	45.7	59.7	21.3	41	63.4
Midi-Pyrénées	35.3	44.2	56.1	44.1	27.4	48.6
Auvergne	42.1	43	52.9	32.2	44.1	62.7
Ensemble	28.4	41.8	63	25	38.2	67.1

Tableau 2.3-11. Raisons des choix de traitements fongicides et insecticides **sur colza** en 1994 (en % des réponses) (Agreste, 1996)

régions	fongicides			insecticides		
	Habitude	Recommandations techniques	Observations	Habitude	Recommandations techniques	Observations
Ile de France	41.8	29.7	55	39.2	31.5	56.5
Champagne-Ardenne	26.4	59.7	53.5	26.2	57.4	58.1
Centre	17.7	51.2	65.4	15.5	47.5	68.5
Normandie	31.5	32.2	63.7	24.1	29.6	74.4
Bourgogne	24.1	50	61.4	20.2	53.9	65.8
Lorraine	33.5	47.8	54.7	28.2	46.6	71.3
Poitou-Charentes	21.4	49.6	60.7	17.6	51.9	67.9
Ensemble	26.3	49.4	59.2	22.9	48.7	66.3

Tableau 2.3-12. Raisons des choix de traitements fongicides et insecticides sur **pois** en 1994 (en % des réponses) (Agreste, 1996)

régions	fongicides			insecticides		
	Habitude	Recommandations techniques	Observations	Habitude	Recommandations techniques	Observations
Ile de France	44.8	27.6	54.3	44.7	26.7	54.3
Champagne-Ardenne	27.6	56	59.3	27.3	54.6	62
Picardie	29.6	47.9	68.4	24.4	50	70.5
Centre	33.2	44.4	64.1	30.8	42.1	70.1
Normandie	26.5	40.1	61.2	25.2	38.1	65.3
Nord-Pas de Calais	26.3	43.2	62.1	26.4	42.2	62.1
Ensemble	31	44.2	62.1	29.1	43.3	65.2

Un quart à un tiers des situations en moyenne relève de pratiques "habitudes", donc par définition peu évolutives (assimilable à un programme systématique). On note une disparité forte de ces "habitudes" de traitement selon les cultures et les régions. Ce type de pratiques atteint des sommets en Ile de France pour le pois et le colza (40 à 45% des cas). A l'inverse, la région Champagne-Ardenne présente le plus fort taux de pratiques d'après les recommandations des avertissements agricoles, et ce pour les 3 cultures. Il est intéressant de souligner que cette disparité ne se traduit pas forcément dans les faits par des pratiques de traitement différentes. L'exemple de Champagne-Ardenne et Ile de France est à ce sujet assez révélateur : ces deux régions aux potentialités comparables et aux modes de raisonnement assez différents présentent au final un nombre moyen de traitements sur les différentes cultures similaire (et élevé) : 8,8 traitements sur blé en moyenne et 6,4 traitements sur colza.

NB : on peut noter que dans certaines régions où l'habitude est la plus forte, la production animale est importante. Un éleveur peut être très technique en élevage et réserver peu de temps et d'observations aux cultures.

Ce mode de raisonnement des apports vient alimenter des stratégies différentes selon les agriculteurs en terme d'objectifs de production poursuivis. Le tableau 2.3-13 montre pour 1994 la répartition des surfaces cultivées (par culture) selon les trois catégories suivantes :

- l'agriculteur met en œuvre des pratiques lui permettant d'atteindre le rendement "maximal",
- l'agriculteur est à la recherche d'un rendement élevé, mais il raisonne les choix techniques pour en limiter les coûts,
- l'agriculteur vise en priorité une diminution de toutes ses dépenses, quitte à ce que ses choix techniques s'accompagnent d'une diminution des rendements.

Les résultats laissent clairement apparaître une prépondérance de la seconde stratégie "productive raisonnée" et ce quelles que soient les cultures. Si peu d'agriculteurs affirment viser un rendement maximal (moins de 10% des surfaces concernées, sauf en blé dur et maïs grain avec respectivement 23% et 13,3% des surfaces), très peu également sont en 1994 dans la troisième stratégie "désintensive" où l'acceptation d'une baisse de rendement autorise une diminution des intrants utilisés. C'est pourtant une stratégie qui ouvre des perspectives intéressantes en matière de limitation des usages.

On ne peut que regretter l'absence de réactualisation de ces données pour 2001. Mais l'hypothèse d'une très faible évolution de cette distribution est probable, au regard des pratiques enregistrées en 2001. On notera par ailleurs (voir tableaux des Annexes 2-3 et 2-5) une augmentation de la dose d'azote minéral sur les principales cultures, qui vient confirmer cette hypothèse de recherche d'un rendement élevé.

Tableau 2.3-13. Stratégie future en matière de conduite des cultures, en part de la superficie. Les chiffres en **bold** indiquent la moyenne culture toutes régions confondues, *la fourchette en italique* indique l'amplitude des moyennes régionales. (Agreste, 1996)

	Recherche d'un rendement maximal	Recherche d'un rendement élevé, en raisonnant les techniques pour limiter les coûts	Recherche d'une diminution de toutes les dépenses, quitte à diminuer le rendement
Blé tendre	8,5% <i>(5,5 à 16,4%)</i>	84,8% <i>(78 à 92,3%)</i>	6,7% <i>(2,2 à 11,1%)</i>
Blé dur	23% <i>(10,9 à 34%)</i>	66,6% <i>(52,1 à 88%)</i>	10,4% <i>(1 à 14,8%)</i>
Orge	7,3% <i>(2,9 à 14,4%)</i>	83% <i>(75 à 89,5%)</i>	9,7% <i>(6,9 à 15,3%)</i>
Maïs grain	13,3% <i>(9,7 à 18,6%)</i>	78,6% <i>(73,3 à 83,9%)</i>	8% <i>(3,8 à 13,3%)</i>
Colza	8,7% <i>(6,1 à 11,2%)</i>	83,2% <i>(76,1 à 89,8%)</i>	8% <i>(4 à 15,2%)</i>
Tournesol	7,2% <i>(4,5 à 41,4%)</i>	83,8% <i>(49,5 à 87%)</i>	9,1% <i>(7,2 à 13%)</i>
Pois protéagineux	8,5% <i>(4,1 à 15,1%)</i>	86,7% <i>(78,3 à 93,8%)</i>	4,9% <i>(2,1 à 10,8%)</i>

En 1992, un travail intéressant a été mené par l'unité INRA ESR de Grignon sur l'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires dans l'agriculture française, dont les enseignements confirment et complètent ce constat (Carles, 1992). Dans le cadre de ce travail, les agriculteurs étaient interrogés sur leurs pratiques futures dans 2 cas de figure : les prix des produits phytosanitaires restent stables ou les prix des produits augmentent.

- Dans la 1^{re} hypothèse (stabilité des prix), 80% des agriculteurs répondaient qu'il n'y aurait aucune modification de leur consommation, avec très peu de variation dans les réponses selon le type d'exploitant.
- Dans la seconde hypothèse (le prix des pesticides augmente), 46% déclaraient qu'ils maintiendraient leur consommation à l'identique ; 42% en moyenne remettraient leur consommation en question, avec une plus forte réaction des exploitations de grandes cultures (52%) et des polyculteurs/éleveurs (50%). A l'inverse, le groupe des cultures spécialisées réagirait peu à une augmentation des prix (22%).

Pour les grandes cultures, la réduction porterait en priorité sur les fongicides (61%). Les moyens évoqués par les agriculteurs pour réduire l'utilisation des pesticides sont la réduction des doses pour 44% des réponses (54% pour les grandes cultures) et des utilisations moins systématiques pour 44% des réponses (47% pour les grandes cultures). La négociation des prix des produits intervient pour 32% des réponses (29% pour les grandes cultures). Enfin, la réduction de l'objectif de rendement n'est citée que dans 14% des cas (13% pour les grandes cultures).

Ces réponses laissent penser qu'en 1992 on était encore très loin d'orientations stratégiques vers des itinéraires plus "intégrés". La recherche d'un rendement important était prioritaire et conditionnait les réponses apportées (l'accroissement des rendements est la solution citée par 34% des agriculteurs comme moyen d'améliorer ou de maintenir le revenu). Reste à savoir si 13 ans après les choses ont réellement changé...

Cette analyse des pratiques sur grandes cultures basée sur un dépouillement statistique de pratiques, technique culturale par technique culturale, montre ses limites à plusieurs égards :

- sur le plan des "indicateurs" retenus par le SCEES pour décrire les pratiques : les pratiques de protection phytosanitaire sont décrites par un nombre de traitements moyen (total de l'ensemble des traitements phytosanitaires). Un traitement est défini par l'utilisation d'un produit commercial (spécialité à base de une ou plusieurs matières actives) appliqué en un passage. Cet indicateur est également calculé par grand type de programme (herbicides, autres traitements (somme des fongicides, insecticides et antilimaces)), affecté de la part de la surface recevant ce type de traitement. Il présente plusieurs limites importantes :

- il n'intègre pas la dose d'utilisation : un traitement avec un produit utilisé à demi-dose n'est pas différencié d'un traitement avec le même produit à pleine dose, ou dose supérieure à la dose homologuée. A l'extrême, une situation de "biberonnage" avec un même produit utilisé 2 fois à tiers dose conduira à une valeur de 2, alors que ce produit utilisé à dose pleine en une fois conduira à une valeur de 1,
- il n'intègre pas les caractéristiques propres au produit phytosanitaire : un traitement avec un produit à profil environnemental médiocre est comparable à un traitement avec un produit à profil très satisfaisant.

En définitive, c'est un descripteur d'intensité des pratiques à interpréter avec beaucoup de prudence. Les résultats ne permettent pas de conclure sans faire appel à d'autres descripteurs de pratiques, notamment la dose d'utilisation. L'indicateur danois de fréquence de traitement (Treatment Frequency Index) limite ce biais en exprimant les pratiques au prorata de la dose recommandée. Il n'intègre en revanche pas non plus les propriétés de la spécialité commerciale (effet de la persistance du produit sur l'indicateur).

- sur le plan agronomique : l'analyse présentée ne permet pas de décrire et comprendre les grands modes de conduite observables sur les cultures. Les programmes sont "résumés" à la somme de traitements. Or un itinéraire technique moyen n'est pas la somme des moyennes de chaque technique (herbicide, fongicide, insecticide...). Plus encore, la combinaison des techniques mises en œuvre dépend très fortement de certains choix "initiaux" comme la variété, la date de semis, la stratégie de fertilisation azotée... La description de cette interaction des techniques entre elles manque assez fortement dans l'analyse des données présentées. Des requêtes ont été formulées dans ce sens auprès du SCEES, afin de valoriser pleinement cette base de données assez "unique" par sa richesse.

Au final la connaissance de la diversité des pratiques agricoles est assez limitée et soulève la question de notre capacité à assurer une veille sur ce sujet. Ce point particulier est traité dans la partie 2.5 Bilan.

2.3.2.2. Cas du maraîchage et des cultures sous abri³

Un rapport sur la filière Fruits et Légumes, issu des travaux d'un groupe interdisciplinaire d'experts (animé par Jeannequin et Habib, ouvrage collectif à paraître aux Editions INRA - sous presse), permet de dresser le bilan actuel des caractéristiques et spécificités de ces productions :

La France est le 3^e pays producteur européen de légumes : elle en a produit plus de 6 millions de tonnes en 2002, sur seulement 1% de la SAU française (tableau 2.3-14).

Grâce à la diversité des conditions pédoclimatiques françaises, plus de 50 espèces légumières sont produites, représentant de très nombreuses variétés.

Tableau 2.3-14. Superficie occupée par les cultures légumières en 2002 (SCEES 2004)

	Surface développée en ha	Dont sous serres	Production récoltée (en milliers de tonnes)
Légumes feuillus et à tige ⁽¹⁾	109 040		2357
Légumes cultivés pour le fruit ⁽²⁾	33071	3452	1554
Légumes cultivés pour les racines, bulbes ou tubercules ⁽³⁾	44296		1556
Légumes à cosse ⁽⁴⁾	74387		670
TOTAL	260794	3452	6137

(1) artichauts, asperges, céleris branches, choux, endives, épinards, poireaux, salades, bettes et cardes

(2) fraises, aubergines, concombres, cornichons, courgettes, melons, pastèques, poivrons, potirons, courges, citrouilles, tomates

(3) Ail, betteraves potagères, carottes, céleris raves, échalotes, navets potagers, oignons, radis, salsifis, scorsonères

(4) Petits pois (grain), haricots à écosser et demi-secs (grain), haricots vert et beurre

³ Cette partie est développée dans le chapitre 4. Nous n'en reprenons ici que des extraits.

Les modes de production peuvent être ainsi classés :

- 87% des surfaces portent des productions légumières en alternance avec d'autres cultures : productions dites "de plein champ",
- 10% des surfaces sont consacrées au "maraîchage de plein air", caractérisé par la production exclusive de légumes,
- 3% des surfaces sont sous abris (serres et abris hauts). On y distingue :
 - + les productions sur substrat, dites "hors-sol", souvent sous serres chauffées,
 - + les cultures en sol, souvent sous abris froids.

Les productions légumières françaises sont donc multiples, tant du point de vue des types de produits que des structures de production, allant de très petites exploitations souvent à main d'œuvre familiale à des exploitations très spécialisées aux nombreux salariés.

Il s'agit de productions à haute valeur ajoutée quand elles sont destinées au marché du frais, conduites de façon intensive (intrants, conduites culturales) et nécessitant généralement une main d'œuvre importante. Il s'en suit des coûts de production très élevés, au sein desquels le coût des pesticides ne représente qu'un faible poids par rapport à l'ensemble des charges.

La lutte chimique apparaît donc pour la plupart des producteurs en cultures maraîchères comme le moyen de gestion des bio-agresseurs le plus simple, le plus efficace et le moins coûteux.

On dispose cependant de très peu d'informations quantitatives sur les pratiques des agriculteurs en matière de cultures légumières. Les données qui suivent sont tirées du rapport sur la filière fruits et légumes cité en introduction.

En culture légumière de plein champ, la lutte chimique est assez intense : les cultures légumières de plein champ destinées à l'industrie (pois, haricot, carotte) reçoivent en moyenne 6 à 9 traitements par culture (3 herbicides, 1 à 2 insecticides, 2 à 4 fongicides). Mais l'intensité vient du fait que ces chiffres doublent dans les cas (fréquents) où deux cultures se succèdent sur la même parcelle la même année.

Bien que très coûteuses (1 000 à 10 000 € par hectare), les pratiques de désinfections des sols sont encore très prisées des producteurs légumiers et donc très utilisées (12 000 à 15 000 hectares par an). Le producteur y trouve une façon simple de s'affranchir à court terme des différents problèmes parasitaires potentiels de ses cultures : risques fongiques et nématologiques proprement dits, mais aussi technique simple de désherbage avant implantation de la culture, et moyen de garantir régularité et gains de rendements.

Le recours à des solutions biologiques existe ponctuellement pour certaines productions sous serre contre les ravageurs (pucerons, acariens...). Par exemple, 80% des cultures de tomates sont menées en lutte biologique (Malauza, cité dans AGRA Presse, 2005). L'absence d'insecticide permet d'utiliser des bourdons pollinisateurs. Le gain de temps par rapport à une pollinisation manuelle est important.

2.3.2.3. Cas des cultures pérennes (arboriculture fruitière et vigne)

L'arboriculture fruitière⁴

En France, l'arboriculture fruitière occupe près de 275000 ha (SCEES 2003), soit près de 1% de la SAU du territoire.

A l'image du maraîchage et des cultures sous abri, les données disponibles en matière de pratiques agricoles sont quasi inexistantes. Pourtant, dans le cadre d'une prescription de la directive 76/625/CEE du Conseil des Communautés Européennes, une enquête "structure des vergers" est réalisée tous les 5 ans dans les états membres. En France, cette enquête a été étendue en terme de nombre d'espèces fruitières concernées (9 espèces sont concernées : pommier, poirier, pêcher, abricotier, cerisier, prunier, kiwi, noix et agrumes) et permet notamment de recueillir des informations sur la protection des vergers au cours de la campagne d'enquête. La dernière enquête date de 2002. Mais les informations sur les pratiques de protection recueillies à cette occasion n'ont à présent jamais fait l'objet de publications.

⁴ Cette partie est développée dans le chapitre 4. Nous n'en reprenons ici que des extraits.

La connaissance des manières de produire relève donc d'informations disparates et de sources locales (dires d'experts, études de cas...) difficilement exploitables dans le cadre de notre étude. C'est pourquoi nous nous appuyons uniquement sur un ouvrage collectif à paraître sur la filière fruits et légumes, issu des travaux d'un groupe interdisciplinaire d'experts (Jeannequin *et al.*, à paraître).

Les dommages essentiels en arboriculture fruitière sont causés par les bio-agresseurs se développant sur fleurs ou sur fruits. Un certain nombre font l'objet de mesures de lutte chaque année dans une majorité de vergers conventionnels (cf chapitre 4).

L'arboriculture fruitière est caractéristique pour l'intensité de sa protection phytosanitaire. En 1998, elle représentait en valeur 4% du marché national des fongicides et 21% du marché des insecticides. Le verger de pommiers est le plus étendu (54 000 ha, sur 170 000 ha de verger national), c'est aussi le plus traité. Il recevait en moyenne en 1997 : 17,6 traitements fongicides et 10,5 traitements insecticides / acaricides. Le verger de poiriers recevait quant à lui, 10 fongicides et 10,9 insecticides / acaricides, et le verger de pêchers, 7,5 fongicides et 6,6 insecticides / acaricides (Agreste 1998). Il est à noter qu'une partie de ces traitements ont pour seul objet d'éviter les défauts de surface.

Il s'agit de moyennes des valeurs des différentes régions productrices, non pondérées selon la surface du verger régional. A titre d'exemple, le nombre d'applications fongicides en pommiers atteint 24,3 en Limousin et 26 en Midi-Pyrénées. Le nombre de traitements contre le seul carpocapse des pommes est de 9 à 13 selon la précocité de la variété en région PACA (Coupard *et al.* 2005), quand 40% du verger de pommiers national est implanté dans le sud-est. Malgré cela les intrants pesticides en pommier totalisent moins de 1 000 Euros par an sur un total de charges opérationnelles de l'exploitation dépassant 15 000 Euros (Codron *et al.* 2003), et une limitation de 0,1% du taux de fruits infestés couvre le prix moyen d'un traitement.

Il ressort de cette synthèse deux caractéristiques fortes de l'arboriculture fruitière, qui conduisent à mettre cette filière au rang des systèmes de production potentiellement polluants : celle du recours à une protection phytosanitaire intensive et celle de la faible évolution des pratiques depuis 10 ans.

La vigne⁵

La viticulture est une source importante de consommation de pesticides en France. Cette situation tient moins à l'importance des surfaces cultivées (860000 ha soit seulement 3,7% de la SAU) (ONIVINS, 2003), qu'au nombre de traitements phytosanitaires réalisés par unité de surface lors de chaque saison culturale. Ceux-ci sont considérés comme la solution quasi unique au cortège de bio-agresseurs de la culture.

Si l'on comptabilise le nombre moyen d'applications visant chaque bio-agresseur (enquêtes BVA réalisées annuellement pour les firmes), une vingtaine de traitements sont appliqués annuellement. Il s'agit majoritairement de pulvérisations de fongicides (6 passages en moyenne, 360 € / ha) visant essentiellement deux maladies, l'Oïdium et le mildiou qui à elles seules génèrent 70% des dépenses phytosanitaires. Les insecticides et les herbicides conduisent respectivement à 130 et 150 € de dépenses. Il apparaît en outre qu'une majorité d'enquêtés⁶ n'ont pas de stratégie élaborée en matière de traitements phytosanitaires : ils utilisent de manière régulière les mêmes produits, achetés auprès du même fournisseur, ne font pas de distinction selon la parcelle ou le cépage et déclenchent les traitements suite à un conseil extérieur. Mais il est singulier de noter que près de la moitié des viticulteurs enquêtés n'a pas souhaité ou pas pu fournir d'informations sur leur utilisation de pesticides... (Onivins, 2000)

Contre les champignons s'attaquant aux feuilles et aux grappes, les pratiques habituelles reposent sur des programmes visant systématiquement le mildiou et l'Oïdium. Le nombre de traitements est modulé selon les conditions climatiques, grâce aux avertissements agricoles des SRPV ou aux conseils de l'ITV (Institut Technique de la Vigne et du Vin) établis à partir de réseaux d'observations des maladies sur le terrain et certains modèles prédictifs (mildiou uniquement) largement perfectibles :

⁵ Idem ⁴

⁶ enquêtes "CFQA Vigne" en 2000 : 3300 entretiens téléphoniques répartis sur 35 départements représentant plus de 97% du vignoble français.

modèles MILVIT, EPI, Potentiel Systems par exemple (Clerjeau, 1996) (voir annexe a2-7). Les fongicides utilisés sont choisis pour agir simultanément contre le black-rot ou le Brenner dans les régions concernées par ces maladies. Aussi, les traitements spécifiques contre celles-ci sont-ils rares. Les interventions contre la pourriture grise sont découplées des précédentes. Elles font appel à des fongicides spécifiques visant les grappes exclusivement dans les vignobles susceptibles de valoriser la qualité du raisin, en raison du coût élevé des molécules actives.

La protection contre les ravageurs se situe au second plan des préoccupations principales des viticulteurs en raison du potentiel de destruction moindre que constituent ces bio-agresseurs par rapport aux maladies, à deux exceptions près : le phylloxéra et la cicadelle vecteur de la flavescence dorée (FD), *S. titanus*. Le premier problème est, pour sa part, résolu par l'utilisation de porte-greffes résistants, seul exemple de résistance génétique considéré indispensable à la culture. Pour l'avoir négligé, les viticulteurs de la Napa Valley californienne ont dû totalement arracher leur vignoble au cours des années 1990 pour le reconstituer avec des porte-greffes résistants (de Benedictis *et al.*, 1993). Le second problème impose l'obligation de 2 ou 3 interventions chimiques destinées à circonscrire l'extension des foyers de FD en complément de l'arrachage des vignes malades.

Hors de ces cas, la protection contre les ravageurs a pour cible les tordeuses des grappes (*Eudemis* ou *Cochylis* selon les vignobles concernés). Lorsqu'elle fait appel aux insecticides, ces derniers sont appliqués en tenant compte du déroulement des générations des insectes, des dates d'émergence des larves et de seuils d'interventions, à raison de 1 à 2 applications en moyenne. Leurs effets sur les autres ravageurs permettent de ne pas envisager de traitements spécifiques contre ces derniers (cicadelles des grillures par ex.).

La protection contre les diverses espèces d'acariens a longtemps été envisagée sous un angle strictement chimique. Cette pratique a conduit à une généralisation de populations résistantes aux insecticides de synthèse et à développer de nouvelles approches. Actuellement, des pulvérisations de soufre peuvent être appliquées ponctuellement, en début de croissance de la vigne, contre les Eriophyides (acarbose) mais en cours de saison, les traitements acaricides spécifiques ont pratiquement été abandonnés au profit d'une régulation naturelle des populations de Tétranyques reposant sur la préservation des populations d'acariens phytoséides prédateurs (*Typhlodromus pyri*, *Kampimodromus aberrans*, *Amblyseius andersoni* notamment). Cette démarche repose sur la nécessité de n'utiliser, pour la couverture chimique du vignoble, que des pesticides à effets neutres ou faiblement toxiques sur les acariens prédateurs (Kreiter *et al.*, 1993). Cet objectif est largement compromis dans les parcelles soumises à une obligation de lutte contre *S. titanus*, vecteur de la FD (Coulon *et al.*, 2001).

En conclusion, la lutte contre les ravageurs animaux fait apparaître des applications non négligeables de protection biologique ou biotechnique, ce qui en fait un point de différenciation majeure avec les maladies. Leur mise en œuvre est facilitée par la fixation de seuils de nuisibilité et d'intervention ainsi que de procédures d'observations et d'échantillonnages assez couramment appliquées par les techniciens conseillers des viticulteurs.

Ainsi la vigne utilise-t-elle environ 20% des intrants pesticides nationaux dont 30% des fongicides. Il en résulte pour les exploitations des coûts qui représentent la moitié de leurs charges d'approvisionnement. D'importantes disparités sont toutefois constatées autour de ces moyennes selon les exploitations (ONIVINS 2000).

Cette situation est le fruit d'une suite d'événements historiques majeurs qui ont profondément marqué la viticulture depuis le 19^e siècle, notamment l'introduction depuis les Etats-Unis de plusieurs fléaux destructeurs, l'Oïdium en 1848 (chute des récoltes de 75% en 3 ans), le Phylloxéra en 1863 (arrachage de tous les vignobles et reconstitution par de nouveaux cépages sur de nouveaux terroirs), le mildiou en 1878 (recherches intensives ayant conduit à la découverte de la bouillie bordelaise en 1885), enfin le Black-rot en 1885 (Galet, 1977). Une issue à ces crises a été rendue possible grâce au greffage de la vigne sur des porte-greffes résistants au Phylloxera et grâce aux premiers produits fongicides que sont le soufre et le sulfate de cuivre. Pour s'en affranchir, des hybrides résistants, dits producteurs directs, ont également été cultivés jusqu'au milieu des années 1950. Ils ont été interdits réglementairement en 1953 (décret 53.977 du 30 Septembre) pour cause d'insuffisance qualitative face aux évolutions

prévisibles de la demande des consommateurs. On doit donc souligner ici ce qui pourrait être considéré comme une incongruité aujourd'hui : au milieu du 20ème siècle, les pesticides étaient jugés comme des facteurs de durabilité de la culture et la résistance variétale comme un facteur de non durabilité pour cause d'impasse commerciale.

Cette situation de dépendance de la culture vis-à-vis des pesticides est la conséquence de plusieurs facteurs. Citons particulièrement la recherche de qualité et la forte valeur ajoutée du produit transformé :

- la production de vendanges saines est considérée comme une des conditions essentielles posée par les œnologues pour produire des vins de qualité répondant aux demandes du marché ; Cette condition est souvent interprétée comme une exigence de seuil de tolérance zéro à l'égard des bio-agresseurs, ce qui est évidemment discutable car elle conduit à des interventions de précaution parfois inutiles. Ces dernières sont justifiées par la forte aversion aux risques des viticulteurs face aux impacts potentiels des maladies sur les rendements ou la qualité (mildiou, Oïdium, Black-rot, pourriture grise) ;
- la forte valeur ajoutée au produit transformé, le vin, autorise par ailleurs des dépenses de protection relativement élevées comparativement aux grandes cultures et autorise la réalisation de traitements nombreux. Il est particulièrement édifiant de constater à partir d'enquêtes chez les viticulteurs que le nombre moyen d'applications n'est pas proportionné aux risques objectifs (évalués selon les avertissements agricoles des SRPV par ex.) mais dépend plutôt du prestige de l'appellation, c'est-à-dire du prix de vente du vin. Or ces exploitations disposent souvent d'un encadrement technique de haut niveau qui pourrait mieux optimiser les programmes de protection. Dans une majorité d'exploitations ces programmes sont conduits selon une stratégie d'assurance reposant sur des applications prédéterminées à des stades phénologiques donnés avec des produits achetés en morte saison. Ces pratiques favorisent largement la sélection de souches fongiques résistantes aux principales familles de fongicides découvertes au cours des 25 dernières années (Clerjeau, 1994) et la présence de résidus inutiles dans les vins bien que, selon les enquêtes (Bruchet *et al.* 2001) ceux-ci soient inférieures aux LMR réglementaires dans plus de 95% des cas. Leur présence inquiète cependant de plus en plus le négoce et le secteur de la distribution.

Point particulier : la pratique de l'enherbement en cultures pérennes

On assiste depuis quelques années à un développement de l'enherbement en cultures pérennes pour plusieurs raisons :

- améliorer la structure du sol (limiter la compaction), sa perméabilité et sa vie microbienne (apport régulier de matière organique),
- lutter contre l'érosion hydrique,
- réduire la vigueur de la culture,
- faciliter le passage d'engins après les pluies (augmentation de la portance),
- diminuer la quantité de pesticides appliquée et limiter les transferts de pesticides par ruissellement.

Cette pratique consiste à maintenir et à entretenir par broyage un couvert végétal semé entre les rangs et en bordures de parcelles (3 à 5 broyages par an selon les milieux).

Le couvert peut aussi être naturel : on parle alors d'Enherbement Naturel Maîtrisé (ENM). La technique consiste à laisser une végétation naturelle herbacée se développer entre les rangs le plus longtemps possible et à la détruire avant fructification à l'aide d'un herbicide de post levée au cours du printemps avant qu'elle ne rentre en concurrence hydrique avec la culture en place. Dans la pratique l'ENM se traduit en général par une première application au printemps suivie par une ou deux interventions estivales. Le nombre de passages est lié en grande partie à la pluviosité de l'année.

La pratique de l'enherbement permet une réduction importante du recours aux herbicides (environ 2/3 des quantités utilisées par hectare) puisque seul le rang est désherbé. En revanche, elle peut favoriser le développement de certains bio-agresseurs (thrips sur vergers par exemple), dont la maîtrise passe par un entretien régulier de la plante de couverture par fauche. Cette pratique est aujourd'hui un

élément essentiel⁷ du cahier des charges de la production fruitière intégrée (PFI) mais nous ne disposons pas d'informations sur le développement de cette pratique en vergers.

Sur vigne, cette technique s'accompagne d'une amélioration de l'état sanitaire de la vendange du point de vue du développement de la pourriture grise. Ce constat est le fait d'une meilleure aération des grappes favorisée par une réduction de la vigueur de la vigne enherbée. De plus les qualités organoleptiques des vins sont améliorées en particulier sur les cépages rouges (ITV, 2002).

Elle est très diversement mise en œuvre selon les régions. Une enquête⁸ réalisée par ASK Business Marketing Intelligence pour Onivins en 2000 montre que 40% des enquêtés en moyenne réalisent un enherbement entre les rangs. Ce pourcentage cache une forte disparité régionale, puisqu'il atteint 90% en Alsace, 60% en Aquitaine et dans le sud-ouest, seulement 20% en Champagne, Bourgogne et Beaujolais, et moins de 10% en Pays Nantais. Plusieurs raisons peuvent expliquer ces disparités régionales. En effet l'enherbement des inter-rangs n'est pas possible partout. Certains types de sol (très riches en cailloux ou roche mère affleurante) ne permettent pas d'installer un couvert. D'autre part, selon les vignobles, le climat est favorable ou non à l'installation et à la pérennité des couverts : déficit hydrique prononcé en été par exemple en région méditerranéenne. Dans la pratique et pour limiter cette concurrence hydrique certains vignobles sont enherbés un rang sur deux ou un rang sur trois. Dans le Gard des tentatives d'enherbement à base de petite luzerne annuelle qui se ressème naturellement ont donné des résultats satisfaisants (J. Oustric, comm. pers.).

Enfin l'enherbement peut dans certaines zones gélives favoriser le gel printanier en début de végétation de la vigne. Les parcelles et les bordures doivent dans ce cas être tondues à ras.

D'autre part, si l'enherbement n'est pas possible, les viticulteurs ont de plus en plus souvent recours au travail du sol mécanique en inter-rang, voire même sous le rang. Il permet :

- une maîtrise des adventices au cours du cycle végétatif de la vigne tout en maintenant une couverture herbacée hivernale,
- une amélioration de la structure du sol permettant une meilleure relation sol-plante.

2.3.3. Matériels d'application

2.3.3.1. Les techniques d'application

Cette section est uniquement destinée à dresser un inventaire rapide des procédés utilisés, des mécanismes mis en jeu et de leurs limites respectives. Elle est a priori indispensable à une bonne compréhension des sources de dispersion des pesticides et des progrès technologiques possibles.

Dans tous les cas, il faut tout d'abord rappeler qu'un certain nombre de conditions sont nécessaires pour optimiser une application : maintenir l'appareil dans un état de fonctionnement correct, optimiser ses réglages en fonction de la culture à traiter, respecter des conditions climatiques standardisées (vent faible, humidité élevée) et éviter les phénomènes météorologiques ponctuels (pluies, avant comme après).

Cette description sommaire des différents procédés est complétée par une rubrique "techniques périphériques" dans laquelle apparaissent des points aussi divers et variés que le remplissage, le nettoyage des appareils et les systèmes de retraitement des fonds de cuve. Ces différentes phases de tout traitement phytosanitaire peuvent constituer des sources de contamination de l'eau, de l'air ou des hommes.

- **Jet projeté**

La pulvérisation par jet projeté est le procédé actuellement le plus répandu (désherbage, grandes cultures ou arbo-viticulture en traitement face par face). Le jet projeté constitue le système de

⁷ 50% de la surface (un rang sur deux) doit être au minimum enherbé

⁸ enquête "CQFA Vigne"

pulvérisation le plus simple. Une pression de liquide à l'entrée d'une buse assure la mise en vitesse et la rupture de la nappe qui se forme en sortie. Cette fragmentation donne naissance à un nuage de gouttes de différentes tailles et vitesses. La forme et la composition du spray dépendent à la fois du type de buse utilisé et des caractéristiques physiques de la préparation liquide. Ici il faut noter qu'un certain nombre de buses ou d'adjuvants sont apparus sur le marché avec pour ambition de limiter le nombre des gouttes les plus fines : ces dispositifs qui permettent de limiter considérablement les phénomènes de dérive peuvent toutefois occasionner des problèmes de surdosages locaux. Les performances de ce procédé sont bonnes à très bonnes à condition de respecter la distance entre la buse et la cible à atteindre afin d'avoir un bon recouvrement des sprays. Des travaux ont montré l'influence des mouvements et de la stabilité des appareils sur la qualité des dépôts sur les cultures (Lardoux 1998). Une culture pourra être ainsi ponctuellement sous-traitée ou sur-traitée si les mouvements ne sont pas limités. Ces défauts de traitements peuvent bien évidemment nuire fortement au développement ou à la protection des cultures. En terme de performances on considère que les appareils à jet projeté utilisés en désherbage n'occasionnent que peu de pertes dans l'environnement (10% au maximum et dans l'air). Ces pertes se retrouvent au sol et sur une faible largeur. Les transferts de ces pertes sont fortement réduits par le respect des zones non traitées ou la présence d'aménagements paysagers comme les haies.

- **Jet porté**

L'assistance d'air permet de guider les sprays en sortie de buse et d'accroître la turbulence du flux afin d'améliorer la pénétration et le dépôt. Elle permet a priori de réduire l'importance des conditions externes (vent notamment) et de faciliter la pénétration dans la végétation. Pour les grandes cultures, ces techniques sont peu développées en France. Ces techniques sont en revanche majoritaires pour le traitement des cultures pérennes. En terme de réduction des phénomènes de dérive, les résultats sont très bons pour les appareils de traitement des grandes cultures; pour les pulvérisateurs arboricoles et viticoles, pour lesquels ces techniques ont été développées, l'assistance d'air est nécessaire mais s'accompagne de pertes certaines vers le sol et l'atmosphère. Les différences de vitesse entre l'air et les gouttes peuvent par ailleurs favoriser l'évaporation. Les pertes de produits dans l'environnement sont ainsi multipliées et plus ou moins importantes suivant la configuration de la végétation. Pour une végétation développée et un appareil bien réglé, on évalue ainsi les pertes dans l'air à 10% à 20% et les pertes au sol à 20% à 30%. C'est pourquoi le respect des réglages par rapport à la vitesse d'avancement de la machine, la proximité de la végétation et la pression d'alimentation des buses sont les enjeux de la qualité de l'application. Certains dispositifs de traitement face par face et à très faible distance diminuent ainsi très fortement les pertes. Enfin, en arboriculture comme en viticulture, de nombreux travaux montrent par ailleurs toute l'importance de l'adéquation du volume de pulvérisation au stade de développement de la végétation. Des méthodes de réglage (Walklate 2003) et des systèmes automatiques (Escola, 2002. Balsari, 2003) sont proposées pour répondre à ce problème. Les gains évoqués sont alors importants : épandage de $\frac{1}{2}$ ou $\frac{1}{4}$ de dose avec des niveaux d'efficacité maintenus.

- **Pneumatique**

Dans un procédé pneumatique, l'éjection de la nappe liquide est assurée par un flux d'air générant une dépression dans un venturi. Ce système est robuste et conduit à des sprays dont le diamètre médian des gouttes est plus faible. Cela permet de limiter les volumes/ha mais rend la pulvérisation plus sensible à la dérive. Considéré en France comme très efficace en terme de dépôts, ce procédé est quasiment banni dans les pays d'Europe du nord car a priori générateur de plus de pertes dans l'air (les vitesses d'air sont plus élevées que sur le jet porté). Les pertes dans l'environnement peuvent en effet être très importantes suivant les configurations et atteindre 80%. Toutefois, comme précédemment, il est tout à fait possible de réduire fortement ces phénomènes par un réglage adapté des appareils. Seul l'usage de buses à injection d'air est ici impossible.

- **Centrifuge**

La pulvérisation centrifuge utilise les forces centrifuges pour mettre en vitesse le liquide qui se fractionne ensuite. Ce procédé limite la largeur du spectre du diamètre de gouttes. Il peut par ailleurs

permettre une adaptation en continu de ce spectre. Les diamètres médians des gouttes sont très faibles ce qui rend cette technique particulièrement adaptée à des traitements manuels, localisés et à très faible volume/ha. Son utilisation sur des machines motorisées est toutefois limitée pour des raisons de coûts et d'encombrement : il n'est pratiquement utilisé que pour le désherbage.

- **Electrostatique**

Quel que soit le dispositif de pulvérisation, l'usage de dispositifs électrostatiques permet a priori d'accroître considérablement la part de produits arrivant sur les feuilles (Gilles *et al.*, 1996 ; Biocca *et al.*, 2004). L'intérêt de ce procédé est toutefois nuancé par son domaine d'utilisation car plusieurs paramètres peuvent fortement atténuer son efficacité (type de végétal, surface des feuilles, conditions hygrométriques, etc.). Concrètement, les dispositifs qui existent sont majoritairement utilisés en maraîchage.

- **Traitements aériens**

Les traitements aériens constituent un cas un peu à part mais à considérer comme incontournables dans certains cas (sols non porteurs, cultures inaccessibles, traitements sur surfaces aquatiques, forêts, etc.). L'hélicoptère et l'avion sont utilisés et tous deux sont équipés de rampes à jet projeté. Suivant les surfaces traitées, les techniques diffèrent. En viticulture par exemple, les passages se font à basse vitesse et à très faible hauteur. De récents travaux montrent alors l'intérêt d'équiper les appareils de buses limitant la dérive ou d'adjuvants "alourdisseurs" pour accroître le diamètre des gouttes. Dans tous les cas, il est évident que les pertes dans l'environnement sont toujours plus importantes que pour des applications terrestres : en viticulture par exemple, Viret cite des pertes totales allant de 70 à 95% (Viret 2003). En protection des forêts contre la chenille processionnaire, les passages se font à très grandes hauteur et vitesse.

- **Le traitement de semences**

Le traitement des semences pose le problème de l'émission de poussières plus ou moins toxiques lors du stockage et de l'utilisation dans les semoirs (Ahmed 2001). D'autre part, les durées de vie dans le sol de ces produits phytosanitaires sont mal connues : peuvent-ils entraîner une contamination des sols ? Quel est leur devenir dans les plantes ? Peuvent-ils provoquer des troubles dans le comportement de certains insectes utiles (exemple du Gaucho et des abeilles) ?

- **Les applications sous serre**

Les techniques sont à peu près identiques à celles décrites précédemment mais utilisées dans un espace confiné. Cela pose la question des re-largages dans l'air lors de l'ouverture des événements. Ces problèmes se posent surtout dans les pays fortement utilisateurs de serres (de Jong 2001).

- **Les traitements par fumigation**

On entend par fumigant une substance se trouvant sous forme de gaz ou générant par un quelconque mécanisme (ex : hydrolyse) un ou des gaz.

Ces techniques d'application sont a priori très bien "encadrées" (applicateurs agréés, procédure, etc.) car très sensibles. Des mesures relativement simples permettent en effet de limiter fortement les pertes (Yates 2002). Pour les cas courants, les pertes semblent toutefois importantes et de l'ordre de 20 à 30% (Van Den Berg 1999). Le tableau 2-25 fait état des superficies concernées par les traitements par fumigation sur la campagne 2002.

Tableau 2.3-15. Superficies traitées par fumigation, solarisation et vapeur en 2000 (Fritsch, 2002).

Substance active	Surfaces annuellement désinfectées	Tendance
Dazomet	1000	stable
1.3 dichloropropene	7000	en augmentation
Metam sodium	4000	en augmentation
Methyl bromure	1203	en baisse
Tetrathicarbonate de sodium	500	en augmentation
Solarisation	200	stable
Vapeur	2000	stable
TOTAL DES SURFACES	15 903	en augmentation

Environ 16 000 hectares sont désinfectés annuellement en France.

On peut noter quelques évolutions depuis 2000 : la solarisation est en hausse avec 250 à 300 ha traités principalement dans les Pyrénées Orientales, le 1.3 chloropropene est en augmentation avec 10 000ha traités essentiellement sur cultures de plein champ (carottes et pomme de terre), le Dazomet en baisse à cause de son coût : 800 ha ainsi que la vapeur car les systèmes classiques sont chers (poste énergie).

- **Les traitements lors de l'irrigation**

- Par aspersion

Ici se pose le problème du respect de la dose et de la précision de l'application (cf. travaux du Cemagref d'Aix en Provence). Ces techniques d'application de pesticides par irrigation sont interdites en France.

- Par micro-irrigation

L'application des fumigants du sol par micro-irrigation est une pratique courante par exemple aux USA, en Espagne, en Italie notamment pour la culture de la fraise de serre et de plein champ. Des essais sont actuellement mis en place en France par le CIREF⁹ avec le metam-sodium sur fraisier comme alternative au bromure de methyl. Une spécialité est en attente d'AMM.

- **Techniques périphériques**

Toute opération de pulvérisation commence par la préparation des bouillies et le remplissage de l'appareil. Chaque étape est à effectuer avec beaucoup de soins et doit respecter les préconisations des fournisseurs. Cela constitue néanmoins des phases critiques car des produits toxiques très concentrés sont alors manipulés avec des risques importants pour l'opérateur et l'environnement. Il n'existe pas encore de réglementation pour les aménagements des points de remplissage et de lavage des pulvérisateurs. Toutefois tout retour d'eau dans le réseau doit être impossible. Il est donc nécessaire d'installer un dispositif spécial (ex. : clapet anti-retour, disconnecteur...). D'autre part des points essentiels sont à respecter dans ces aménagements pour la santé des agriculteurs, de leur famille, des riverains et de l'environnement. Les consignes existent et sont largement relayées par les Chambres d'Agriculture.

Une bonne gestion des épandages permet de réduire les fonds de cuves, cependant dans de nombreux cas les opérations de vidange et de nettoyage des appareils entraînent des pollutions ponctuelles non négligeables. Ainsi des incidents difficiles à gérer peuvent survenir ponctuellement (prise en masse des produits dans la cuve, déversement accidentel des fonds de cuve).

Le traitement des effluents chargés de produits phytosanitaires fait par ailleurs l'objet de nombreuses études expérimentales et de démonstrations. Les techniques utilisées sont très différentes, leur incidence sur l'environnement aussi : évaporation, dégradation biologique, photo-catalyse, traitement chimique. Dans tous les cas, les transferts dans le sol sont limités (même si l'épandage des substrats de biobeds peut constituer une source de contamination potentielle). Les transferts dans l'air sont peu abordés.

⁹ Centre Inter Régional de Recherche et d'Expérimentation de la Fraise

2.3.3.2. Les matériels utilisés

Faute de recensement officiel, les sources d'information sur le parc de matériels de pulvérisation et sur son état sont peu précises. Avec près de 80% du parc, les matériels pour les grandes cultures sont les plus nombreux (Polveche 2002) (cf. tableau 2.3-16).

Tableau 2.3-16. Parc de matériels de pulvérisation en service en France (Polveche 2002)

Grande Culture	Arboriculture	Viticulture	Autres	Total
79000	8420	9640	700	97760

Le marché Français est le premier d'Europe. Avec un taux de renouvellement annuel estimé à 15 à 16 000 appareils (estimation des ventes), il peut se décomposer par grande catégorie d'appareils :

- Pulvérisateurs portés grandes cultures : environ 9 000 appareils
- Pulvérisateurs traînés grandes cultures : 2 500 à 2 700 appareils
- Automoteurs grandes cultures : 4 à 500 appareils
- Pulvérisateurs vignes et vergers : environ 3 000 appareils

L'état de ces appareils en service est très variable. Néanmoins les démarches de contrôle volontaire de ces appareils ont débuté dès 1995 suivant diverses initiatives : 40% par les O.P.A. au titre du développement agricole, 40% par les coopératives ou les centrales d'achat et 20% par les distributeurs amont, agriculteurs eux-mêmes. Environ 20 000 appareils ont ainsi été vérifiés depuis 1995 : 84% en grandes cultures, 9% en arboriculture, 7% en viticulture. En moyenne, l'état des appareils est le suivant : 40% en bon état, 40% à remettre en état dès que possible et 20% à remettre en état avant utilisation. Plusieurs protocoles sont utilisés en France et le Cemagref a été chargé d'une réflexion pour une mise en place d'un contrôle obligatoire suivant les protocoles les plus adaptés à la norme européenne. Le coût de remise en état du pulvérisateur peut être considéré comme faible par rapport au coût de traitement à l'hectare.

La mise en place des contrôles a fait l'objet d'une étroite concertation avec la profession. Le contrôle des appareils en service devrait se mettre progressivement en place pour aboutir in fine à un contrôle obligatoire et complet en 2008 (cf. avant-projet de loi sur l'eau de juin 2004 : "*Art. L 256-3 - Sont soumis à un contrôle périodique obligatoire, à compter du 1er janvier 2008, les pulvérisateurs utilisés pour l'application des produits antiparasitaires définis aux alinéas 1 à 6 du I de l'article 235-1 du code rural. Un arrêté conjoint du ministre chargé de l'agriculture et du ministre chargé de l'environnement fixe la liste des matériels concernés*"). Il en irait de même pour la conformité des appareils neufs mis sur le marché à partir du 1^{er} janvier 2008 ("*Art. L. 256-1. – Les pulvérisateurs utilisés pour l'application des produits antiparasitaires définis aux alinéas 1 à 6 du I de l'article 235-1 du code rural mis sur le marché pour la première fois à partir du 1er janvier 2008 doivent répondre aux normes en vigueur définissant les prescriptions pour la conception des pulvérisateurs dans le but de réduire les risques de contamination de l'environnement. Un arrêté conjoint du ministre chargé de l'agriculture et du ministre chargé de l'environnement fixe la liste des matériels concernés*").

En tout état de cause ces contrôles, qui devraient permettre une amélioration substantielle des outils d'application, ne remplacent en aucun cas la nécessité d'un réglage adapté (adaptation au stade de développement de la végétation, respect de certaines conditions météorologiques, etc.). Plusieurs expérimentations menées en grande culture comme en viticulture ont en effet montré qu'on pourrait diminuer la dose homologuée de 15%, voire de 30%, sans qu'il n'y ait de différence en terme d'efficacité (Rolland 2003, Raynal 2004).

Les stratégies des concepteurs sont généralement guidées par la réglementation et les normes. En France, la mise en place de la conformité des appareils à la réglementation européenne devrait accentuer cette tendance. Ces mesures devraient notamment permettre de réduire fortement les pertes ponctuelles. Par ailleurs si d'importantes évolutions technologiques (capteurs, automatismes, systèmes d'information) sont désormais possibles, leur coût reste élevé et les rendent difficilement acceptables par de petites structures. Il en ressort que face à une situation "sensible" comme l'épandage de

pesticides, c'est un ensemble d'améliorations qui est possible mais qui nécessite un investissement certain des applicateurs et qui pourrait commencer par une sensibilisation approfondie.

2.3.4 Idées essentielles

- Les données disponibles en grande culture sont potentiellement assez riches, mais l'analyse qui en est proposée repose sur des statistiques élémentaires et sur des indicateurs peu convaincants (nombre de traitements phytosanitaires). En cultures pérennes et en maraîchage, les données sont pratiquement inexistantes.

- En grande culture, la comparaison 1994/2001 ne traduit pas d'évolution dans les stratégies poursuivies : recherche d'un rendement élevé conduisant à des programmes "consommateurs". Les adaptations à la pression parasitaire de l'année se font avec des stratégies de lutte chimique. Il n'y a que peu de stratégies de prévention (mesures prophylactiques ou mise en oeuvre d'itinéraires techniques ou de système de culture limitant en amont les attaques de bio-agresseurs).

- Maraîchage, arboriculture fruitière et vigne sont caractérisés par l'intensité de l'utilisation des pesticides. Pour une grande part directement consommés par l'acheteur, les produits mis sur le marché requièrent une qualité physique irréprochable qui "justifie" de nombreux traitements. Ce sont aussi des systèmes de production à forte valeur ajoutée pour lesquels le coût de protection phytosanitaire ne représente qu'une faible part des charges.

- Les techniques de lutte alternatives (biologiques, biotechniques ou agrotechniques) sont encore peu utilisées en grande culture. On notera cependant un recours non négligeable (et d'application très variable selon les régions) au désherbage mécanique en complément du désherbage chimique pour certaines cultures de printemps. Le recours à des solutions non chimiques existe aussi de façon encore modeste en arboriculture, maraîchage ou cultures ornementales.

- En grande culture, la recherche d'une limitation du temps de travail s'accompagne du recours en très nette augmentation à des mélanges de produits avec ou sans réduction des doses d'utilisation et à une augmentation de la mise en oeuvre de techniques simplifiées de travail du sol. Les conséquences environnementales de ces nouvelles pratiques ne sont pas appréhendées, que ce soit en terme d'évolution des programmes herbicides, d'effet de "cocktails" de produits, des conséquences de stratégies de traitements répétés à faible dose...

- A court terme des possibilités de réduction des contaminations de l'environnement par l'amélioration des techniques d'application sont possibles. Ces améliorations passent à la fois par l'évolution des procédés (optimisation, innovation technologique), des actions réglementaires (contrôle des appareils, surveillance des applications) et par des actions individuelles (optimisation des réglages et des modalités de mise en oeuvre des appareils d'application, réduction des doses). Ces réductions à la source peuvent être importantes mais les gains possibles sont très dépendants des cultures et des actions concernées.

2.4. Structures et acteurs du conseil

2.4.1. Organisation générale du conseil/prescription en France

En France, les évolutions récentes de l'appareil de développement agricole portent les marques d'une "parcellisation" de l'activité de conseil (Evrard *et al.* 2001). Actuellement, 6 000 agents des organisations professionnelles agricoles assurent une activité de prestataires de conseil. En ce qui concerne les conseils aux conduites des productions végétales, 850 agents étaient dénombrés en 2001. Parmi ceux-ci, 400 exerçaient en Chambres d'Agriculture, et 450 en coopératives (Evrard *et al.* 2001). L'activité de conseil est très dispersée au sein de trois niveaux de conseil imbriqués et à ce jour non coordonnés : le conseil institutionnel, le conseil générique par les Instituts Techniques et enfin, le conseil de proximité : CA, CETA, coopératives et négoce, privés, qui s'appuient sur les Instituts.

De plus, les conseils en protection des cultures émanent de sources très diverses :

- le conseil émanant des agents de développement agricole, dans le cadre d'une logique de service public mais qui devient de plus en plus souvent payante. Il est le fait des Chambres d'Agriculture, des Instituts Techniques et des organismes d'appui aux groupes locaux de développement (GEDA, CIVAM...),
- le conseil intervenant dans le cadre d'une relation commerciale : il est le fait notamment des salariés de coopératives et de sociétés privées.

Sans tenir compte des prescripteurs privés, la part des agents réalisant deux fonctions, conseil ET vente, est supérieure à ceux dont l'activité est le conseil non assorti d'une vente quelconque.

Ainsi, un agriculteur peut avoir accès aux conseillers des Chambres d'Agriculture et des Instituts Techniques, aux agents des Services de la Protection des Végétaux, aux distributeurs des produits phytosanitaires (coopératives, négoce...). Certains conseillers ont donc un chiffre d'affaire à réaliser tandis que d'autres ont "juste" à donner satisfaction à l'agriculteur par un conseil efficace. Actuellement la fréquence de contact des agriculteurs par les "conseillers vendeurs" (la dernière catégorie) est de loin la plus importante. On l'estime à 10 pour 1 dans les systèmes de production "grandes cultures", 25 pour 1 dans les systèmes élevage. Ajoutons à ce "déséquilibre" le fait que dans un cas l'agriculteur est acteur dans sa démarche de recherche d'information, alors que dans l'autre situation, il est passif devant le conseil qui lui est apporté...

L'état actuel de répartition des rôles entre conseillers, prescripteurs et vendeurs montre une différence marquée avec le domaine de la santé.

Dans le domaine pharmaceutique, qui jusqu'à un passé récent était très lié à la conception de molécules phytosanitaires au sein de groupes industriels majoritairement communs à ces deux activités, la séparation est nette : conseillers, prescripteurs et vendeurs sont distincts. Les conseillers sont soit des journalistes (revues médicales, de santé, rubriques santé/bien-être des journaux généralistes...), soit des professionnels (chacun peut consulter le "Vidal"). Mais le prescripteur reste le médecin, généraliste ou spécialiste, qui dispose de ses propres réseaux de conseils (séminaires, visiteurs médicaux, presse spécialisée...). En fin de chaîne, et avec une autonomie grandissante, se trouve le pharmacien. Les changements de relation entre ces acteurs lors de l'épisode récent de l'extension de l'usage des médicaments génériques est une illustration de l'intérêt de cette "mise en tension" entre ces trois fonctions.

Dans le domaine des produits phytosanitaires, cette rupture dans la répartition des rôles n'existe pas.

2.4.2. Outils proposés et stratégies développées

2.4.2.1. Evolution récente des outils de conseil proposés

Depuis le milieu des années 1980, les programmes de recherche appliquée du Développement Agricole ont intégré la diminution d'utilisation des pesticides par des réductions de doses importantes,

et ce pour des raisons de rentabilité économique. Plus récemment, des programmes expérimentaux particulièrement lourds plus orientés sur une approche globale et agronomique des itinéraires techniques et des rotations, et concernant les nombreuses interactions entre les variétés, la fertilisation, les pressions de maladies et globalement tous les facteurs de production (dates de semis, densité, etc.) ont vu le jour, avec comme objectif de concevoir et proposer des itinéraires techniques présentant la meilleure marge nette.

Les outils proposés par le "monde du conseil", permettant d'accompagner cette évolution, sont nombreux comme en témoignent les tableaux de l'Annexe 2-7. Ils sont élaborés par les Instituts Techniques, les Chambres d'Agriculture, la DRAF/SRPV et SDQPV¹⁰, les distributeurs de produits phytosanitaires, les coopératives d'approvisionnement.

En grande culture, ils sont pour la majorité d'entre eux fondés sur l'extériorisation de l'optimum technique, et conduisent donc assez logiquement à des conduites consommatrices de pesticides (et autres intrants). Par exemple, les outils de pilotage en végétation qui sont proposés aujourd'hui pour gérer finement la fertilisation azotée sur céréales sont paramétrés de façon à éviter toute carence en azote - même temporaire - à la culture, alors même que de nombreuses publications montrent que ce type de carence n'est pas préjudiciable au rendement.

Dans le domaine des pesticides, la plupart des outils proposés traite de façon élémentaire et individuelle chaque type de problème (un couple culture/bio-agresseur), en évitant souvent de resituer une décision dans le cadre d'une approche globale et cohérente sur l'ensemble de la culture voire du système de culture. Les essais/démonstrations mis en place pour élaborer ces références et les diffuser en sont la preuve : il y a encore aujourd'hui dans le monde du développement beaucoup plus d'essais "monofactoriels" (variétés, programme insecticide, programme fongicide, raisonnement de la dose d'azote...) que d'essais "itinéraires techniques". Cette stratégie conduit à mettre en avant pour chaque facteur étudié la ou les modalités qui permettent d'obtenir le rendement maximum, poussant imperceptiblement à rechercher "l'excellence" tout au long du cycle de la culture. Chaque "spécialiste" propose sa solution dans son domaine, mais peu de personnes sont "spécialistes de l'intégration" de ces informations, d'aide en matière de décision globale. Or l'itinéraire technique n'est pas la somme des meilleures modalités de chaque intervention, mais résulte d'un compromis basé sur des objectifs et contraintes que se fixe (ou accepte) l'agriculteur.

Les outils proposés partent rarement des objectifs et contraintes de l'agriculteur pour proposer la construction d'une stratégie pour l'ensemble du cycle de la culture. La situation culturale est prise comme un état donné au moment du conseil, et pour laquelle le conseil apporte une réponse en terme "quoi mettre en œuvre pour limiter au minimum les pertes de rendement imputables à tel parasite ou telle maladie". Ce constat d'incitation à l'utilisation d'intrants est illustré dans l'encadré 2.4-1, à propos de la protection phytosanitaire du colza contre le phoma.

Encadré 2.4-1. Protection phytosanitaire et aide à la décision. Exemple du phoma du colza.

Une "grille de décision pour une éventuelle intervention" a été élaborée en 2002 par le SRPV région Centre, le Cetiom et Epis Centre. Le principe de cette grille repose sur une classification des parcelles selon l'état du colza ("chétif" ou "vigoureux", mais sans définition de ces mots) et son nombre de feuilles. Cette 1^{re} clé détermine les cas où le traitement est conseillé, fonction de la sensibilité de la variété. La prise en compte de "facteurs aggravants" (densité élevée et/ou forte disponibilité en azote et/ou élongation de l'hypocotyle) vient modifier cette grille en renforçant le conseil de traitement. De par sa construction, la grille met en avant les situations où il faut traiter plutôt que d'insister sur les situations (en théorie plus nombreuses) pour lesquelles le traitement est inutile. Elle conduit à augmenter les décisions de traitement par un système basé sur l'additivité des facteurs. Dès que le facteur dit aggravant est repéré, il entraîne le traitement. Les interactions sont niées (par exemple le fait que le colza "vigoureux" l'est peut-être grâce à une forte disponibilité en azote...), renforçant ainsi les décisions de traitement.

Cette grille justifie assez bien la position d'Epis Centre (Bourges), relevée dans la France Agricole du 13/09/02 : *"Nous sommes persuadés que la nuisibilité du phoma mérite une petite révolution des mentalités et que les agriculteurs devraient intégrer l'intervention spécifique d'automne dans l'itinéraire technique. Si la rentabilité du traitement n'est jamais assurée, ce n'est pas une raison pour rester les bras croisés. Un passage à tiers de dose revient à 8 € et peut vous rapporter beaucoup"*.

¹⁰ SDQPV : sous-direction de la qualité et de la protection des végétaux

Le même constat d'incitation à l'utilisation des intrants peut être fait dans le domaine de l'inscription des nouvelles variétés. Le système actuel favorise l'inscription de variétés productives, peu rustiques et donc plus consommatrices d'intrants. Les essais sont conduits avec un itinéraire technique intensif, le même appliqué à toutes les variétés, ainsi qu'une modalité témoin sans traitement fongicide. Cette modalité sans fongicide est conduite "toutes choses égales par ailleurs" afin d'évaluer la résistance des variétés aux maladies. Or les choix techniques pour réaliser le "toutes choses égales par ailleurs" ont une forte influence sur le développement des maladies et des accidents physiologiques (date et densité de semis, date et dose des apports d'azote...). Par ce dispositif fondé sur une comparaison des rendements sous itinéraire intensif, on désavantage les variétés moins productives. Pourtant de nombreux essais ont montré qu'elles dégagent des marges brutes au moins équivalentes à celles dégagées par les variétés productives en itinéraire technique intensif, à condition de les conduire avec un itinéraire technique adapté à leur potentiel et à leur "rusticité". Un programme de recherche-développement récent associant l'INRA, le GIE-Club des 5 (sélectionneurs) et Arvalis-Institut du végétal a montré sur plusieurs années la faisabilité tant technique qu'économique de cette association variétés rustiques et itinéraires à bas niveaux d'intrants.

En vigne, les outils d'aide à la décision (OAD) concernant l'utilisation des produits phytosanitaires sont également nombreux. Le tableau de l'Annexe 2-7 propose un inventaire non exhaustif de ces outils.

Il existe plusieurs types d'OAD :

- Les modèles : ce sont des outils utilisés par les techniciens pour élaborer un conseil aux agriculteurs, mais ils ne sont jamais utilisés directement par les agriculteurs eux-mêmes. En vigne, ce sont des modèles de prévision de l'évolution des maladies (mildiou, oïdium, black-rot) ou de l'évolution des différents stades des insectes (eudemis, cochylis) en fonction des conditions climatiques (température, pluviomètre, hygrométrie). Ils ont été conçus par les agents des DRAF/SRPV pour l'élaboration des Avertissements Agricoles et le SESMA (organisme privé concepteur de modèles) pour l'ITV.

- Les bulletins d'avertissements agricoles : les principales structures éditant des bulletins d'avertissements agricoles sont : l'ITV, les DRAF/SRPV, les Chambres d'Agriculture, les distributeurs ou coopératives d'approvisionnement.

Les bulletins des DRAF/SRPV sont "les Avertissements Agricoles[®]" (marque déposée). Ils prennent en compte les aspects techniques, environnementaux et réglementaires.

Pour l'élaboration de ces bulletins les techniciens des SRPV utilisent les résultats des réseaux de piégeage, les sorties des modèles, des suivis de parcelles de référence, les informations émanant des différents réseaux de techniciens (Sicard, 2005). Les abonnements à ces bulletins sont généralement payants. Ainsi le prix moyen d'un abonnement annuel se situe entre 20 et 80 € en fonction du mode de diffusion. La diffusion s'est faite en 2004 par courrier (54%), fax (38%) ou internet (8%). Le tableau 2.4-1 indique le nombre d'avertissements diffusés en France en 2004 pour la vigne et le mode de diffusion (source SDQPV)

Tableau 2.4-1. Nombre d'Avertissements Agricoles[®] Vigne diffusés en 2004 selon les supports

Payant ou gratuit/support	Fax	Internet/Mail	Papier	Total
Gratuit	361	269	850	1480
Payant	3843	678	5187	9708
Total	4204	947	6037	11188

En 2004, il y avait en France 11 188 abonnés aux Avertissements Agricoles vigne, dont 13% ont bénéficiés d'un abonnement gratuit. Ces avertissements outre les abonnements sont repris et diffusés par un certain nombre de structures, le SDQPV estime donc le taux de couverture compris entre 30 et 40%.

De la même façon les bulletins édités par l'ITV sont largement repris ; il est donc très difficile d'en connaître exactement le taux de couverture.

- Les documents techniques sur un parasite de la vigne ou sur l'ensemble des parasites et stratégies de protection : les différents organismes de conseil (DRAF/SRPV, ITV, Chambres d'Agriculture, firmes, distributeurs de produits phytosanitaires...) sont amenés à éditer des documents sous différents formats sur un parasite de la vigne ou sur l'ensemble des ravageurs, des maladies et des mauvaises herbes de la vigne. Ces éditions sont soit:

- Des plaquettes sous différents formats de 2 à 4 pages qui sont généralement gratuites.
- Des classeurs ou des brochures sur l'ensemble des ravageurs de la vigne. Ils sont remis régulièrement à jour. Ils comprennent en général une partie sur la biologie du parasite et une autre partie sur les stratégies de protection. En général ces documents sont payants.
- Des CD ROM.

D'autre part la plupart des régions viticoles a rédigé des référentiels ou des chartes de lutte raisonnée (ex : TERRA VITIS). Les viticulteurs adhérant à ces chartes doivent en respecter le cahier des charges.

2.4.2.2. Prise en compte de l'environnement par le conseil

Au final, peu d'agriculteurs (et de techniciens) sont conscients de l'impact des pratiques mises en œuvre. A commencer par le choix du produit de traitement : celui-ci se fait exclusivement sur des critères d'efficacité et de coût, sa dangerosité vis-à-vis de l'environnement entre peu en ligne de compte. Les raisons à cela sont doubles : d'une part les produits utilisés sont homologués, donc à ce titre sont considérés comme sans danger. D'autre part, les outils qui permettraient d'aider au choix du produit sur des critères environnementaux sont encore à construire. Lorsque des outils voient le jour, ce sont généralement des outils construits à dire d'expert et donc par nature relativement difficile à valider expérimentalement. De plus, il est facile de trouver un autre expert avec un avis contraire jetant ainsi le discrédit sur l'outil. Or l'utilisation, même avec d'innombrables précautions du fait de leur construction pourrait permettre d'ajouter un critère d'impact sur certaines composantes de l'environnement dans le choix des produits phytosanitaires.

Enfin, quel que soit le système de production, le conseil s'accompagne encore rarement d'outils d'évaluation environnementale des décisions qui sont prises, des performances des décisions techniques en matière de durabilité... Les tableaux de l'Annexe 2-7 en attestent. Les rares outils aujourd'hui disponibles sont la mise en œuvre de la démarche de diagnostic proposée par le CORPEN, mais peu de techniciens sont formés à leur utilisation (120 techniciens opérationnels en 2005, Réal Comm. pers.). Ils prennent en compte les risques de contamination des eaux et conduisent à proposer des solutions techniques prenant en compte l'agronomie, l'aménagement du paysage et du parcellaire, le choix des périodes d'application et enfin le choix des produits présentant le moins de risque pour la qualité des eaux. Un autre outil est en cours de test (Décid'herb) et devrait prochainement voir le jour. Il s'agit d'une application web d'aide à la décision tactique pour le choix d'une méthode de lutte contre les mauvaises herbes, reposant sur un module de choix multicritère (coût, efficacité et impact environnemental) parmi une liste de programmes d'actions potentiels.

En conclusion, la prise en compte de l'environnement dans le conseil aux agriculteurs reste encore aujourd'hui assez marginale.

2.4.3. Industries phytosanitaires : éléments de contexte

Aujourd'hui, la filière phytosanitaire est confrontée à une médiatisation de plus en plus importante (et plutôt négative...) des produits phytosanitaires. L'affaire Gaucho et Régent en est l'illustration.

On pourrait s'attendre à ce que cette mise à l'index des pesticides par la société civile engage les acteurs de la filière vers une réflexion de fond sur les impacts environnementaux des différentes stratégies proposées. Il n'en est encore rien pour le moment. Tout juste mettent-ils en place un "accompagnement" concernant l'utilisation des produits phytosanitaires dont les objectifs affichés sont la protection de la santé de l'applicateur, du consommateur et de l'environnement. Face à cette pression, la réaction immédiate est d'expliquer au "grand public" et de communiquer sur les produits,

leur utilité, leurs usages. Ainsi, les industriels de l'UIPP (Union des Industries de la Protection des plantes) ont à 2 reprises (en 2003 et 2004) commandé à IPSOS des études qualitatives auprès de citoyens afin de savoir comment communiquer et de tester des messages de promotion de l'image globale des produits phytos et de leur industrie. Ces études ont débouché sur une grande campagne récente de communication dans la presse grand public : 26 parutions pendant 15 jours d'une "lettre ouverte des industriels de la protection des plantes" et plus récemment d'une campagne dans quelques journaux nationaux (voir annexe a2-8).

A l'instar de l'UIPP, Syngenta (firme suisse de l'agrochimie et des semences) a choisi de diffuser des spots publicitaires et des communications dans la presse écrite autour des thèmes "agriculture durable" et "sécurité et qualité alimentaire". Elle propose même sur son site internet une rubrique "réponses aux idées reçues" sur différentes thématiques (voir encadré 2.4-2). En matière d'environnement, la réponse apportée à la question "l'agriculture est-elle une cause majeure de pollution ?" laisse perplexe.

Encadré 2.4-2. Syngenta : "réponses aux idées reçues" en matière d'environnement.

Extrait de la page web http://www.syngenta-agro.fr/synfront/index_imprime.aspx?idpage=140

L'agriculture est-elle une cause majeure de pollution ?

Toute activité humaine (se laver, circuler, manger, produire, se chauffer...) génère obligatoirement une pollution. Le nier est une aberration. Mais ne rien faire pour la minimiser devient irresponsable. Les agriculteurs sont très concernés par la façon de produire les denrées alimentaires. Ils vivent au quotidien dans et avec la nature, font leur travail en préservant de leur mieux la qualité de leur environnement pour le léguer à leurs enfants. Les plantes au même titre que les humains ont besoin pour vivre d'eau, de nourriture (engrais) et de soins (produits phytosanitaires). Les outils de raisonnement se généralisent chaque jour pour mieux ajuster les pratiques agricoles aux besoins de la plante : pilotage de l'azote et de l'irrigation, diagnostics des maladies, pièges à insectes... C'est l'Agriculture Raisonnée.

- Les éclairs produisent naturellement du nitrate d'ammoniaque (ammonitrate) dans l'atmosphère. Les pluies et la neige apportent ainsi 500 kg à 2 tonnes d'azote par km² et par an. (Source : Engrais de A. GROS)
- Il n'y a pas que le fumier ou la litière des forêts qui produisent de l'humus. Un hectare de maïs grain en laisse plus d'une tonne dans le sol. (Source : le Sol de D. SOLTNER)
- Les rejets d'azote dans l'environnement, liés aux activités humaines, sont à 55% d'origine agricole. Mais l'habitat à lui seul représente 35% du total
- L'utilisation d'engrais chimiques a baissé de 20% en 10 ans. 4,8 millions de tonnes en 1999/2000 contre 6 millions de tonnes en 1979/1980. (Source Agreste)
- En 2001, près de 60% des effluents d'élevage sont maîtrisés (39% en 1998)
- Seulement 6% des surfaces agricoles utiles sont irriguées (soit 3,5% du territoire français)
- Il est programmé l'élimination de tous les stocks de produits phytosanitaires non utilisables et de 50% des emballages vides récupérés d'ici 2005. (Source : ADIVALOR)
- 1 hectare de maïs produit 2 fois plus d'oxygène qu'1 hectare de blé et 4 fois plus qu'un hectare de forêt
- En 1996, il fallait seulement 530 g de matières actives pour désherber un hectare de blé, contre 2500 g en 1980.

Mentions légales - Copyright Syngenta Agro SAS © 2003. Tous droits réservés

Page 1 sur 1 [syngenta-agro.fr](http://www.syngenta-agro.fr)
21/10/2004

Les exemples de ce type sont nombreux. Le dossier spécial de *Agrodistribution* de juillet/août 2004 intitulé "Phytos : redorer l'image" en est l'illustration : il est question dans ce dossier de "changer le discours des technico-commerciaux", "expliquer et promouvoir les bonnes pratiques phytosanitaires", "instaurer le dialogue avec la société civile"... Rien de fondamentalement nouveau et surtout rien de nature à engager une réflexion sur l'utilisation actuelle des produits phytosanitaires, leur impact environnemental et des pistes de progrès.

2.4.4. Idées essentielles

- Conseil, prescription et vente de produits sont des fonctions différentes qui sont aujourd'hui encore assurées par les mêmes agents.
- Qu'il soit d'origine institutionnelle ou privée, le conseil repose encore majoritairement sur la recherche de rendements élevés.
- Les outils "d'aide à la décision" proposés sont très nombreux, aussi bien en grande culture que sur cultures pérennes. Ils abordent la question de la protection phytosanitaire de façon très segmentée (par couple culture/bio-agresseur) et ne permettent pas de resituer une décision dans le cadre d'une approche stratégique globale sur l'ensemble de la culture voire de la rotation. Ils sont pour la plupart assez peu adaptés à une agriculture moins dépendante des pesticides.
- Très peu d'outils d'évaluation de l'impact environnemental des pratiques agricoles sont disponibles et mis en œuvre par les agriculteurs ou leurs conseillers. On est face à une méconnaissance assez générale des conséquences des choix de programmes réalisés.
- La médiatisation importante des questions de pesticides et d'environnement se traduit par un souci de communication des acteurs de la filière phytosanitaire vers la société civile, sans réelle volonté de transparence et de réflexion de fond sur les pratiques.

2.5. Bilan du chapitre 2

Nous tentons à travers ce bilan de dégager les principaux enseignements de la partie 2 "Utilisations des pesticides" en terme de connaissances mais aussi de lacunes. Nous nous sommes appuyés sur le Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux Pesticides (PIRRP)¹¹, base de propositions concrètes reflétant l'état de la réflexion des Ministères sur la question des pesticides, pour apporter un éclairage particulier à ce constat, et dégager quelques pistes de nature à alimenter les réflexions futures.

A noter une caractéristique importante de ce chapitre : une difficulté certaine à puiser une bibliographie "académique" sur un sujet où la diversité importante le partage à la grande dispersion des connaissances et à la difficulté d'accès à ces savoirs.

2.5.1. Les sources utilisées

Un grand nombre d'observatoires, réseaux de parcelles, de bases de données diverses existent dans le milieu agricole ...

Il existe un grand nombre de dispositifs de recueil de données relatifs à l'agriculture, au territoire et à l'environnement. Un inventaire réalisé par Nicolas Durand (DS AAT) fin 2003 en montre la diversité tant sur le plan de la thématique (agriculture, territoire ou environnement) que sur le plan des objectifs de la collecte (connaissance, conseil, recherche/action) et des acteurs à l'origine du dispositif (Pouvoirs publics, CNCER, ONIC, Instituts Techniques, Chambres d'Agriculture, Coopératives...). Il en découle logiquement une diversité dans la nature des données collectées (données comptables et technico-économiques, données relatives aux pratiques culturales), dans leur exploitation et dans leur disponibilité pour des tiers.

... mais peu sont valorisables "simplement" dans le cadre de notre expertise.

La plupart de ces sources est très difficile d'accès pour des raisons diverses : propriété des données, exigence d'anonymat, crainte du type d'exploitation qui pourrait en être fait ?...

Compte tenu de ce constat, les sources utilisées ont donc été réduites à l'exploitation de l'enquête nationale SCEES 1994 et 2001 pour la partie "connaissance des utilisations" et à des données publiées de l'UIPP, enrichies des statistiques des bases Eurostat et FAO pour le volet "consommation".

Principales caractéristiques et limites des sources et descripteurs utilisés

Concernant les consommations de substances actives, les données disponibles (UIPP, FAOSTAT, ECPA et Eurostat) sont globales par pays et agrégées par grande famille de pesticides. Elles ne permettent ni de suivre des évolutions de consommations sur certaines matières actives particulières, ni de mettre en relation des évolutions de consommation plus localisées à des évolutions d'état des milieux. L'indicateur "tonnage" utilisé ne rend pas compte de l'évolution des substances actives utilisées.

Concernant les utilisations, la connaissance de la diversité des pratiques agricoles est assez limitée sur grandes cultures et vigne, voire nulle en ce qui concerne les cultures légumières et l'arboriculture fruitière. Le dépouillement des enquêtes nationales réalisées par le SCEES en grande culture, malgré une richesse des données collectées (enviable par les autres filières...), ne permet pas de décrire les grands modes de conduite pratiqués sur les principales cultures et d'appréhender le poids de la succession des cultures et le poids des milieux dans les pratiques mises en œuvre. L'analyse qui en est faite pour l'instant se résume à un dépouillement statistique par technique culturale, basé sur le calcul d'un descripteur d'intensité des pratiques assez pauvre : le nombre de traitement par hectare.

¹¹ Nous nous référons ici à la version provisoire de ce Plan (datée du 17 novembre 2004) qui a été présentée publiquement et soumise à débat, au début de l'année 2005.

Un besoin affiché de "veille" sur le sujet des pratiques

En définitive, les pratiques agricoles (et leurs conséquences) sont approchées de façon très segmentée (par filière, par année, éventuellement par technique) et peu transparente et partageable. Les enquêtes réalisées par le SCEES permettent difficilement de pallier ces lacunes. Cette organisation existante ne permet pas aujourd'hui une réactivité rapide en matière de conditions d'utilisation des pesticides. Ce manque de réactivité pose la question de la capacité dans ce contexte à une gestion véritable des pratiques et des risques liés à ces pratiques (apparition de résistances, contamination des milieux...).

Pourtant, cette "veille" est un besoin partagé de nombreux acteurs :

- l'Europe, dont la demande émergente est d'assurer le suivi de la consommation des pesticides dans les différents états-membres,
- un grand nombre d'acteurs agricoles qui réfléchissent sur le plan méthodologique à la conception de dispositifs permettant de prendre en charge ce type de question. Cette réflexion fait notamment l'objet d'un projet APCA-ICTA "d'observatoire territorial des pratiques agricoles et des systèmes de production", accepté dans l'appel d'offre ADAR, et d'un projet ADD¹² autour de la conception d'un observatoire des pratiques et des systèmes de production,
- les pouvoirs publics français, par l'intermédiaire du Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (PIRRP), au travers de 2 actions prioritaires :
 - . l'action 43, "assurer la traçabilité des produits vendus localement",
 - . l'action 27, "fixer, début 2006, un objectif d'amélioration des pratiques, en utilisant des indicateurs et en s'appuyant sur un référentiel des bonnes pratiques phytosanitaires ainsi que sur une analyse approfondie des pratiques existantes".

L'action 43 impose aux vendeurs de déclarer les quantités de produits vendus. En dehors des difficultés d'interprétation (soulignées dans le texte) de ce type de données, compte tenu des flux existants (importations, exportations), cette action peut permettre dans une certaine mesure de faire un lien entre les ventes et les aires de prescription des vendeurs, et ainsi de participer à une "meilleure" connaissance (plus localisée) des consommations.

L'action 27 propose de "renforcer le dispositif actuel de suivi des pratiques de protection des cultures pour l'étendre à toutes les cultures". Il semble aujourd'hui acquis que l'enquête SCEES sera reconduite en 2006, sous réserve d'aménagements en cours de réflexion. Il nous paraît important que ces "aménagements" permettent de lever les principales lacunes ou difficultés rencontrées à l'exploitation des données précédentes, et au minimum :

- être capables d'appréhender l'ensemble des cultures,
- être capables d'analyser les pratiques sous l'angle des principaux types de conduites mis en œuvre sur les cultures (échelle de l'itinéraire technique, description cohérente des techniques), et de leurs relations avec le milieu, la région, la rotation,
- choisir des descripteurs/indicateurs pertinents.

En matière de diagnostic des pratiques, il nous paraît également important d'être capables d'analyser les itinéraires techniques à l'échelle du système de culture : en quoi la stratégie de conduite mise en œuvre sur la culture précédente oriente la conduite de la culture suivante, en quoi le schéma de successions de cultures (ou de rotation) pratiqué détermine le type de conduite mis en œuvre... Ces questions supposent une capacité à décrire les pratiques "en continu", sur des parcelles suivies de façon pluriannuelle, ce qu'aucun dispositif ne permet pour le moment.

La question du ou des dispositifs permettant d'assurer cette "veille" se pose donc de manière centrale...

... et met en avant la différence entre bases de données et diagnostic. La connaissance des pratiques ne se résume pas à l'acquisition de données et à leur valorisation statistique. Les réseaux de parcelles ou observatoires se confondent trop souvent à une problématique de collecte de données, dont la valorisation s'avère pauvre par la suite, par manque de moyens disponibles, manque de méthode aussi.

¹² ADD : programme fédérateur "Agriculture et Développement Durable". Programme inter-organismes de recherche et de recherche-développement.

Si l'on partage l'idée qu'une meilleure connaissance des pratiques est fondamentale, et que cette connaissance doit permettre d'apporter un éclairage sur les grands types de conduites à l'échelle du système de culture et de la région, on est alors tenté de s'appuyer sur le dispositif de biovigilance mis en place dans le cadre de la surveillance des risques liés à l'utilisation des OGM, pour l'élargir et dépasser le cadre strict de la lutte contre les adventices. Mais un réseau de "surveillance" de ce type à l'échelle nationale suppose de dégager les moyens de sa mise en œuvre en terme d'organisation, de pérennisation et d'analyse.

Ce type de dispositif dépasse pour l'instant assez largement ceux mis en œuvre par les organismes de développement (Instituts Techniques, Chambres d'Agriculture, coopératives...). L'application à l'agriculture de l'évolution du Recensement Général est peut-être une piste à travailler (un recensement annuel, donc plus continu dans le temps mais moins "massif" - 1/5^{ème} de la population recensée chaque année).

Une autre piste pourrait être explorée : celle de la valorisation des enregistrements de pratiques rendus obligatoires dans de nombreuses démarches de la profession et jusqu'à présent peu utilisés par les agriculteurs eux-mêmes et leurs conseillers pour comprendre et mesurer les évolutions de pratiques.

2.5.2. Exploitation des données : les enseignements en matière de consommation et d'utilisation des pesticides

En terme de consommation

La France est le 3^e consommateur mondial de pesticides (à plus de 90% pour l'agriculture) et le 1^{er} utilisateur en Europe avec un volume total 76100 tonnes de matières actives en 2004. Les fongicides représentent 55% du volume, les herbicides 33%, les insecticides 3% et les produits divers 10% (sources UIPP). Cette répartition est très peu variable dans le temps.

Ramenée à l'hectare cultivé (hors prairies permanentes), la France occupe la 4^e place européenne avec plus de 5 kg m.a./ha/an.

80% de la consommation nationale de pesticides est le fait de 4 cultures : les céréales (24% de la SAU et 40% de la consommation de pesticides), la vigne (3% de la SAU et plus de 20% de la consommation), le maïs (7% de la SAU et 10% de la consommation) et le colza (4% de la SAU et 9% de la consommation).

Ces traitements phytosanitaires génèrent des coûts très variables selon les systèmes de production : ils représentent 10% des charges opérationnelles sur vigne et près de 50% sur grande culture.

Cette consommation globale en tonnage amorce une diminution à partir du début des années 2000, avec une consommation totale qui passe progressivement de 99600 tonnes en 2001 à 76100 tonnes en 2004, soit 24% de diminution. Sur cette période, la baisse est d'environ 20% pour les herbicides, 27% pour les fongicides, 11% pour les insecticides.

En terme de chiffres d'affaires, le marché français des phytosanitaires suit la baisse évoquée sur les tonnages consommés : chute du CA de 20% entre 2000 et 2003, après une augmentation assez spectaculaire en 1999. La tendance s'inverse en 2004. Une tendance à la hausse du marché phytosanitaire dans la plupart des segments est même annoncée par la société Bayer (agro-distribution nov. 2004) et confirmée par les données publiées par l'UIPP.

Ces évolutions trouvent plusieurs explications :

- une tendance forte au remplacement de molécules s'employant à des doses hectare importantes par des molécules à dose d'emploi beaucoup plus réduites,
- une forte diminution d'emploi des produits soufrés et cuivrés (de l'ordre de 50%) qui, compte tenu de leur "poids" dans la consommation totale (environ un tiers de tonnage vendu est représenté par cette catégorie), explique une grande partie de la diminution observée,
- une anticipation de mesures réglementaires (TGAP phytos) qui a conduit à une forte augmentation du stockage en 1999,
- enfin, des conditions climatiques défavorables à une forte pression parasitaire sur la période concernée.

En terme d'utilisation

En grandes cultures, les données disponibles montrent que :

- entre 1994 et 2001, le nombre moyen de traitements par culture (tous traitements confondus) augmente (Agreste, 2003) : en 2001, il est en moyenne de 6,6 pour le blé, de 3,7 pour le maïs et de 6,7 pour le colza, malgré des conditions climatiques de 2001 particulièrement favorables à une faible pression parasitaire ;
- la variabilité des pratiques en terme de nombre de traitements est très forte sur blé entre régions : de 3,4 à 9 traitements en moyenne en 2001. Elle est en revanche faible sur maïs, pois et colza : de 2,2 à 4,1 traitements en moyenne sur maïs, de 6,2 à 7,5 traitements sur pois et de 5,7 à 7,3 traitements sur colza ;
- les évolutions de nombre de traitements constatées semblent reliées à une diminution des quantités totales de produits utilisés, les doses totales annuelles par ha se réduisant pour de nombreuses matières actives ;
- de façon très générale, les pratiques sont encore orientées majoritairement vers des objectifs de production élevés, et mises en oeuvre dans le cadre d'itinéraires techniques "assurance" (à marge égale on traite) ;
- un quart des pratiques constatées en moyenne relèvent de "l'habitude" (assimilable à un programme systématique), chiffre qui reste important. On note une disparité forte de ces "habitudes" de traitement selon les cultures et les régions. Mais il est intéressant de souligner que cette disparité ne se traduit pas forcément dans les faits par des pratiques de traitement différentes.

En cultures légumières et en cultures pérennes, la connaissance des utilisations est beaucoup plus "qualitative". Ces systèmes de production sont très consommateurs de produits phytosanitaires : la lutte chimique répond à un objectif fort de qualité "physique" du produit (légumes frais, fruits...). C'est aussi une méthode très peu coûteuse en temps et qui représente un très faible poids par rapport à l'ensemble des charges sur ces systèmes de production (à la différence des grandes cultures).

Les limites/lacunes

- Il demeure un certain "tabou" autour des pesticides, qui rend difficile la connaissance des consommations et des utilisations pour des extérieurs au sérail.
- La diversité énorme des pratiques et des conseils qui existe "sur le terrain" est aujourd'hui encore difficilement appréhendable avec les seules données du SCEES. Par exemple, on a très peu de connaissance sur les systèmes de production n'utilisant pas ou très peu de pesticides (efficacité techniques ? rentabilité économique ?).
- Aucune analyse des programmes phytosanitaires mis en oeuvre n'a été publiée par le SCEES sur les données 2001, en terme de matières actives utilisées, de doses... Les "incohérences" relevées sur certaines parcelles (doses très importantes), les retranscriptions indéchiffrables (et le temps nécessaire à l'exploitation de ce type de base de données) semblent être à l'origine de cette absence de traitement d'une information existante. Il pourrait pourtant être pertinent d'essayer de repérer les matières actives les plus utilisées (en surface développée, en quantité/ha), de connaître l'utilisation des matières actives à impact environnemental important...
- Enfin, la comparaison entre 2 dates, sans continuité de suivi, donne énormément de poids aux années climatiques retenues et ne permet pas d'appréhender les choses sous forme de tendance.

Un grand nombre d'action est proposé dans le PIRRP en matière d'utilisation de pesticides. Ces actions peuvent être classées en 4 catégories :

- celles relevant d'une réduction de l'utilisation de produits à base des substances "les plus problématiques" pour la santé ou l'environnement,
- celles relevant d'un contrôle de l'utilisation "réelle" des pesticides,
- celle relevant d'une amélioration de la performance du matériel,
- celles relevant d'une amélioration des pratiques agricoles.

Notons que la "connaissance approfondie" des pratiques existantes est évoquée dans une seule action (action 27) et reposerait sur l'examen "d'un échantillon d'exploitations par filière pour évaluer dans la

mesure du possible les marges de progrès". Les marges de progrès seraient évaluées par comparaison à un référentiel, avec toutes les limites que ce type de méthode impose.

Cette action prévoit également "de renforcer le dispositif actuel de suivi des pratiques de protection des cultures pour l'étendre à toutes les cultures" mais sans qu'on ne perçoive clairement la valorisation attendue de ce suivi.

2.5.3. La question des indicateurs

La question des indicateurs est assez centrale de notre chapitre, et prégnante dans les réflexions des Ministères, si l'on en juge par l'action 27 "fixer, début 2006, un objectif d'amélioration des pratiques, en utilisant des indicateurs et en s'appuyant sur un référentiel des bonnes pratiques phytosanitaires ainsi que sur une analyse approfondie des pratiques existantes".

Une réflexion sur la "limitation des usages et la réduction des impacts sur l'environnement" (libellé de l'expertise) doit nécessairement s'accompagner d'une connaissance des utilisations et des impacts.

Une 1^{re} difficulté est donc de ne pas confondre réduction des utilisations et réduction des impacts.

Les indicateurs utilisés dans notre chapitre sont des indicateurs d'utilisation. Le souci de performance environnementale doit faire appel à des indicateurs d'impact qui analysent les pratiques agricoles en terme de performance environnementale. Ces indicateurs d'impact sont la plupart du temps construits à dire d'expert et très difficiles à évaluer. Ils font donc souvent l'objet de controverses entre experts. Ces différents points seront traités dans le chapitre 3 "transferts".

Les indicateurs d'utilisation couramment mis en oeuvre tels que les indicateurs de consommation en tonnage de matières actives sont intéressants sur de grandes séries chronologiques pour repérer des tendances, et suivre de manière plus particulière certaines matières actives "prioritaires". Leur interprétation ne peut se départir :

- d'une "régionalisation" qui permet de faire un lien entre les consommations et les enjeux environnementaux locaux,
- d'une analyse parallèle de l'évolution des produits proposés ou autorisés qui permet d'aller au-delà d'une analyse "brute" de tonnage.

Les indicateurs de pratiques agricoles concernant la protection des cultures (nombre de traitements réalisés, dose de matières actives par ha, fréquence de traitements...) qualifient les utilisations mais sont limités dans leur capacité de diagnostic (compréhension des pratiques et lien entre techniques, milieu, rotation...). Ils sont de plus assez éloignés de la notion de performance environnementale.

La lecture de l'action 27 soulève des questions de fond autour des 4 thématiques qui y sont évoquées : Analyse approfondie des pratiques / Référentiel des bonnes pratiques phytosanitaires / Indicateurs / Objectif d'amélioration des pratiques.

- **Analyse approfondie des pratiques** : cette analyse doit conduire à mieux connaître et comprendre les pratiques des agriculteurs en matière d'utilisation de pesticides. Cette analyse ne peut se fonder sur l'indicateur "nombre de traitements" utilisé jusqu'à présent. Elle ne pourra pas se passer d'une analyse globale de l'itinéraire technique (ou permettant de repérer les interactions entre techniques, cf. supra) avec le cortège de questions méthodologiques et de moyens que cela suppose.

- **Référentiel des bonnes pratiques phytosanitaires** : cette notion de référentiel (ou code des bonnes pratiques dans d'autres instances) est récurrente dans les réflexions nationales (textes réglementaires, démarches incitatives...). Ces référentiels qui définissent un ensemble de pratiques réputées peu agressives pour l'environnement permettent certainement d'éviter des pratiques à risque majeur, mais ils présentent plusieurs limites :

- définis pour des territoires très vastes (région administrative, voire pays), ils ne peuvent donc prendre en compte la diversité des situations de production,

- à pratiques identiques, les impacts environnementaux peuvent être très différents selon les conditions de milieu (plus ou moins grande vulnérabilité du milieu, organisation spatiale du parcellaire...),
- les "Bonnes Pratiques Agricoles" sont établies par technique agricole élémentaire et poussent à viser l'excellence pour chaque technique, alors que les impacts environnementaux sont souvent le fait d'interactions entre techniques,
- ces "référentiels" laissent supposer que l'ensemble des connaissances agronomiques est suffisant pour établir des "règles" de bonne conduite universelles, ce qui n'est pas forcément le cas (cf. chapitre 4).

Pour toutes ces raisons, il semble illusoire de faire reposer la réduction des impacts environnementaux sur un tel type de référentiel.

Les limites évoquées soulèvent la question de l'utilisation d'un tel référentiel au-delà d'une sensibilisation des agriculteurs aux risques majeurs, et notamment son lien avec la détermination d'indicateurs.

- Indicateurs : l'action 27 fait un lien fort entre le référentiel et les indicateurs qui seront proposés pour suivre l'évolution des pratiques et en évaluer l'impact. Or apprécier un impact environnemental suppose de combiner des informations sur plusieurs techniques culturales. Cette approche est radicalement différente de celle basée sur un "contrôle de conformité" des pratiques à un référentiel, telle que proposée dans l'action 27 (évaluation des écarts aux préconisations). A noter que l'absence totale de spatialisation des pratiques rend impossible la mise en relation des utilisations et de leurs impacts sur une ressource donnée (eau surtout).

- Objectif d'amélioration des pratiques : l'amélioration des pratiques n'est pas une fin en soi. Elle doit répondre à un objectif environnemental (dans notre cas) qui lui-même est fortement dépendant de conditions "locales". Sauf pour des impacts généralisés à l'ensemble du territoire, on voit mal une définition nationale d'objectifs d'améliorations de pratiques.

Aussi, il nous semble important de développer une capacité à analyser les données collectées en terme de performances. Cette analyse pourrait porter d'ailleurs aussi bien sur les pratiques des agriculteurs, que sur les conseils diffusés par les prescripteurs. Ces indicateurs de performance devraient être développés et mis en œuvre de manière indépendante sur les grands types de conduites repérés par le dispositif retenu de suivi des pratiques, et sur les conseils proposés par les prescripteurs (moyens de leur connaissance à définir...). Cette démarche permettrait de repérer les cohérences ou incohérences entre conseils et pratiques, et de fixer des objectifs d'améliorations de pratiques qui soient fondés sur des performances environnementales. Elle permettrait de prendre du champ par rapport aux démarches fréquemment mises en œuvre dans le monde agricole de comparaison des pratiques à des références techniques résumées au conseil diffusé, sans souci d'évaluation de ce conseil. Ce serait aussi une façon à faire rentrer l'ensemble des acteurs (les agriculteurs et leurs conseillers) dans une démarche d'apprentissage qui inclut l'utilisation des résultats de ces indicateurs.

Cette approche axée sur les performances et relevant de l'action "locale", peut s'accompagner d'indicateurs à caractères plus généraux aptes à renseigner les décideurs sur les évolutions. Dans tous les cas, la détermination des indicateurs pertinents pour ces deux approches (suivi et performances) est à faire et à organiser tant dans la régularité des mises à jour que dans leur interprétation.

2.5.4. Le contexte de l'utilisation des pesticides : l'accompagnement technique

La prescription joue un rôle central et place le débat sur une affaire de spécialistes

En matière d'utilisation de pesticides, les références et outils diffusés par la prescription ont un rôle central dans les décisions des agriculteurs, et ce beaucoup plus que pour les autres éléments de

l'itinéraire technique (travail du sol, fertilisation azotée, choix variétal...). Sur ce sujet des pesticides, l'apprentissage par échange d'expériences entre agriculteurs est dans les faits relativement rare.

Or ce type de prescription est encore très souvent une "affaire de spécialistes", chacun dans son domaine : le désherbage, la protection contre les maladies... et une approche globale et cohérente sur l'ensemble de l'itinéraire technique est encore peu proposée aujourd'hui. Le raisonnement du désherbage fait l'objet d'une approche un peu plus englobante, s'inscrivant dans la rotation et pouvant prendre en compte la prévention des résistances des mauvaises herbes. De même, le travail du sol en interculture pour lutter contre la pyrale, la sésamie ou limiter le risque de développement de la fusariose fait également l'objet de conseils.

Les autres interventions phytosanitaires sont dans la plupart des cas gérées de façon élémentaire (intervention par intervention) selon une logique d'optimum technique appliquée à l'intervention.

Les outils de "raisonnement" proposés en témoignent : ils sont pour la plupart "monofacteur" et paramétrés pour éviter tout préjudice. Les interactions entre techniques, des logiques autres que celles basées sur le rendement optimum, ne sont pas prises en charge par les outils proposés. De "nouvelles" pratiques se développent autour de l'agriculture de précision et l'utilisation d'images satellites. Le côté très "high-tech" de ces outils fait trop rapidement oublier que les limites citées ci-dessus (prise en charge d'interactions entre techniques, de logiques différentes qui pourraient conduire à des acceptations de dégâts, voire de dommages) ne sont pas résolues par ces derniers : en matière d'aide à la décision, l'agriculteur (ou le technicien) dispose de très peu voire pas d'outils opérationnels sur des aspects diagnostic, évaluation, gestion d'un itinéraire technique, voire d'un système de culture.

Cette hypothèse que l'on fait du rôle central de la prescription en matière de pesticides gagnerait à être testée par une analyse du "ressort" des prescripteurs : acquérir une meilleure connaissance des prescriptions (et de leur diversité) et de la logique des organismes intervenant dans le conseil.

Les préventions des résistances sont globalement prises en compte dans les prescriptions et conduisent à des conseils en matière de choix de produit ou de matière active, de stratégies d'alternance, et en matière de désherbage de gestion de l'interculture.

Mais le pas supplémentaire de réduction des utilisations n'a pas encore été franchi. La logique prépondérante repose encore aujourd'hui sur la recherche de rendements importants conduisant à des utilisations importantes (et justifiées par cette logique) de pesticides. En dehors de réticences naturelles ("humaines") au changement et assez fortement soutenues par un grand nombre de responsables professionnels agricoles, on peut également noter que l'homologation est un frein assez puissant à tout changement car elle agit comme une "garantie absolue" pour les agriculteurs : si le produit est homologué, c'est qu'il est bon. De plus, peu d'outils sont développés et proposés aux agriculteurs pour évaluer l'impact environnemental de leurs pratiques et les aider en matière de choix de produit. Celui-ci se fait "naturellement" sur des critères d'efficacité et de coût. Ce constat est applicable aussi aux conseils : les évaluations des conseils portent, quand elles existent, sur des critères d'efficacité technique très simples d'absence de symptômes de maladies, de pertes de rendement... L'évaluation d'une performance environnementale de la préconisation n'est pas proposée ou mise en œuvre, par faute d'outils simples le permettant, et peut-être aussi d'intérêt.

Enfin, on peut raisonnablement penser que les distributeurs ne sont pas philanthropes et que leur intérêt à court terme réside dans un maintien voire une augmentation de leur chiffre d'affaires...

D'une façon générale, les questions de formation et d'apprentissage sont posées : dans quelles mesures les formations qui préparent l'agriculteur ou le technicien/ingénieur au "métier" sont-elles adaptées à des raisonnements diversifiés en matière de protection des cultures, et permettent-elles de fournir aux étudiants un bagage suffisant en matière de diversité de méthodes de lutte, connaissance et limites à leur mise en œuvre, évaluation environnementale et économique de différentes stratégies... ? Quel(s) dispositif(s) d'apprentissage (des agriculteurs, de leurs conseillers) sont proposés pour accompagner ces autres manières de produire ? Ces dispositifs posent également des questions relatives à l'organisation du travail dans les exploitations : quelles marges de manœuvre pour des stratégies différentes, quelle répartition des tâches sur les exploitations entre les différents intervenants (spécialisation ? délégation ?)...

Quatre actions proposées dans le PIRRP sont de nature à prendre en charge une partie de ces éléments :

- Action 25 "imposer une actualisation de la formation des salariés exposés aux produits phytosanitaires tous les 5 ans",
- Action 26 "inclure dans les référentiels d'enseignement agricole la connaissance et la prévention des risques liés à l'utilisation des pesticides",
- Actions 33 "mettre en place un système de qualification des utilisateurs professionnels basé sur une formation : des utilisateurs mieux formés, plus sensibilisés aux effets des produits qu'ils utilisent, sont en définitive les garants d'une utilisation raisonnée",
- Action 34 "participer à la promotion de l'Agriculture Raisonnée".

Il est à noter que l'ensemble de ces actions reste centré sur des concepts d'hygiène et sécurité : l'utilisation des produits est vue sous l'angle protection de l'applicateur et prévention des risques liés à l'exposition. La prise en charge réelle du raisonnement agronomique et de la protection intégrée n'est pas évoquée.

Tenter une rupture : séparer les dispositifs de prescriptions et les dispositifs de vente des produits phytosanitaires ?

Un parallèle nous semble intéressant à faire : celui entre l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture, et l'utilisation des médicaments en médecine.

Actuellement, dans le domaine phytosanitaire, trois activités sont portées par un même acteur : conseiller l'agriculteur, prescrire un produit, vendre ce produit. Cet acteur peut appartenir à des organisations coopératives (coopératives d'approvisionnement), ou à des entreprises privées.

Dans le domaine pharmaceutique, qui jusqu'à un passé récent était très lié à la conception de molécules phytosanitaires au sein de groupes industriels communs, la séparation est nette : conseillers, prescripteurs et vendeurs sont distincts. Les changements de relation entre ces acteurs lors de l'épisode récent de l'extension de l'utilisation des médicaments génériques est une illustration de l'intérêt de cette "mise en tension" entre ces trois fonctions.

Dans notre domaine, cette rupture pourrait s'avérer intéressante et de nature à faciliter la traduction, dans les pratiques des acteurs, des actions suivantes du PIRRP en matière d'utilisation de pesticides :

- Action 12 "réduire l'exposition des utilisateurs et de la population aux produits contenant des substances dangereuses",
- Action 14 "adopter des mesures particulières pour les molécules les plus souvent retrouvées dans l'eau",
- Action 20 "accentuer les contrôles lors de la distribution et de l'utilisation des produits phytosanitaires",
- Action 22 "donner à certains agents de la police de l'eau le pouvoir de contrôle des utilisations des produits phytosanitaires",
- Action 31 "promouvoir la lutte intégrée et les techniques alternatives à l'usage des produits phytosanitaires".

La fonction de vente pourrait être assurée, comme c'est le cas actuellement, par les organisations coopératives (coopératives d'approvisionnement), ou par des entreprises privées.

La fonction de prescription pourrait être assurée par des acteurs indépendants des vendeurs de produits. Cette fonction étant à autonomiser, il serait nécessaire de construire un cahier des charges de cette activité et un "capital de compétences" nécessaire pour l'exercer. Le pool d'acteurs potentiels se situe entre Chambres d'Agriculture, SRPV, FREDON, organismes de conseil privé.

La fonction de conseil serait assumée par des Instituts Techniques, organismes de recherche, presse spécialisée.

Chapitre 2

Références bibliographiques

- ACTA (2003). *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement*. ACTA Ed., Paris, 976p.
- AGRA (2005). Lutte biologique : un redémarrage après de beaux succès. *Presse Hebdo*, n°2997, 46-47.
- AGRESTE (2003). Davantage de traitements mais réduction de doses : l'utilisation des produits phytosanitaires sur blé et maïs. *Agreste Statistiques Agricoles* (137), 4 p.
- AGRESTE (1996). Les pratiques culturales sur grandes cultures en 1994. *Chiffres et données Agriculture* n°85, août 1996
- AGRESTE (2004). Enquête sur les pratiques culturales en 2001. *Chiffres et données Agriculture* n°159, juin 2004
- Agrodistribution (2004). *Dossier spécial phytos : redorer l'image*.
- Ahmed N. E., Kanan H. O., Inanaga S., Ma Y. Q., Sugimoto Y. (2001). Impact of pesticide seed treatments on aphid control and yield of wheat in the Sudan. *Crop Protection* 20(10): 929-934.
- Auber D. (1999). Les résultats du marché phytosanitaire en 1998. *Phytoma* 518, 8.
- Balsari P., Tamagnone M., Marusso P. (2003). Innovative technologies for orchard/vineyard sprayers. *Sprayfruit Cuneo Proceedings*, 35-42.
- Barbut L., Baschet J.F. (2005). L'évaluation de la politique de soutien à l'agro-environnement. *Notes et Etudes Economiques*, n°22, février 2005, 37-68
- Berry S. C. (2000). The realities of pesticide use. *Pest Management Science* 56(11), 947-949.
- Biocca M., Leandri A., Rosati M., Menesatti P. (2004). Un impoveratrice con sistema elettrostatico. *NMW* (3), 38-42.
- Blanchoud H., Andreassian V. et al. (2002). Utilisation et transfert de pesticides dans le bassin versant de la Marne., Université Jussieu, rapport laboratoire SISYPHE, 30 p.
- Bonnemain J.L., Chollet J.L. (2003). The arsenal of agrochemical products versus the plant enemies. General considerations. *Comptes Rendus Biologie*, 326(1), 1-7.
- Bonny S. (1997). L'agriculture raisonnée, l'agriculture intégrée et FARRE (Forum de l'agriculture raisonnée respectueuse de l'environnement). *Natures Sciences Sociétés*, 5(1), 64-71.
- Borgo E., de Vlamincq A. (2004). Propositions pour un programme de réduction de l'utilisation des pesticides. Propositions des 4 fédérations : Bond Beter Leefmilieu, BRAL, IEB, Inter Environnement Wallonie. Février 2004. 41 pp.
- Bruchet S., Cugier J.P. (2001). Le point sur les résidus de pesticides en viticulture, *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin* (hors série : un raisin de qualité, de la vigne à la cuve), 159-164
- Bye P., Descoins C., Deshayes A. (1991) *Phytosanitaires, protection des plantes, biopesticides*, INRA ed., 178p.
- Carles, R. (1992). *L'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires dans l'agriculture française*. Résultats d'une enquête PAN-AGRI. Grignon, INRA-ESR.
- CEE (2003). *Vers une stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides*. Bruxelles, Commission Européenne, 24 p.
- CETIOM (2004). Evolution réglementaire des produits : quelles conséquences pour les oléagineux ? *Oléoscope* (75 - "Dossier"), 9-22.
- Chambre régionale d'agriculture de Picardie (1997). *Conduite du blé en Picardie : rendement ou marge, il faut choisir !* Plaquette 3 pages
- Clerjeau M. (1996). Outils nouveaux d'aide à la décision pour la protection du vignoble. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, (hors-série : la viticulture à l'aube du 3ème millénaire), 137-142.
- Clerjeau M. (1994). Strategies for managing resistance to fungicides in practice in viticulture. Fungicide resistance, *BCPC monograph*, 60, S. Heaney et al. eds., 365-370
- Codron J.M., Jacquet F., Habib R., Sauphanor, B. (2003). Rapport sur le secteur arboricole, expertise INRA "Agriculture, Territoire et Environnement dans les politiques européennes". *Dossier de l'Environnement de l'INRA*, 23, 31-57.
- CORPEN (2001). Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Bases pour l'établissement des cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations, CORPEN, Groupe Phytopratt, 34 p.
- CORPEN (2003). Eléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires., CORPEN, Groupe Phytopratt, 84 p.
- CORPEN (2003). Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires. Groupe Indicateurs et Phytopratt-Transferts du CORPEN, 136 p.
- Coulon T., Sentenac G. (2001). Viticulture durable. Vers quelle mise en pratique dans le vignoble ? *Journal International de la Vigne et du Vin* (hors série : un raisin de qualité - de la vigne à la cuve), 181-187
- Coupard H., Reynier C. (2005). *Réseau régional de recherche de références en production fruitière intégrée. Résultats 2004*. Ed. Station La Pugère, 13370 Mallemort.
- Crabit A., Marquet N. (2003). Chiffre d'affaires du marché phytosanitaire français : baisse estimée entre 10% et 11% en 2002 et 2003. *Phytoma* (566), 52-55.
- De Jong F. M. W., de Snoo G. R., Looij T. P. J. (2001). Trends of pesticide use in The Netherlands. *Mededelingen - Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent*, 66(2b), 823-834.
- Delorme R., Leroux P., et al. (2002). Evolution of plant protection products used in farming. III - Insecticides-acaricides. *Phytoma* (548).
- Doré T., Le Bail M., et al. (2002). Pratiques agricoles et sécurité alimentaire des aliments en production végétale. *Cahiers Agricultures* (11), 177-185.
- Doussan, I. (2001). Pesticides et produits antiparasitaires à usage agricole. *Juris Classeur Droit Rural* 30 (4 : nuisances), 1-22.
- Durand N. (2003). Observatoires relatifs à l'agriculture, au territoire et à l'environnement, inventaire préliminaire. Document de travail INRA DS AAT, 7 p.
- Escola A., Solanelles F., Planas S., Rosell J.R. (2002). Electronic control system for proportional spray application to the canopy volume in tree crops. Paper n°02AE010, 1-8.

- Evrard P., Vedel, 2001. Développement agricole : réinventer le modèle à la française. *Cahier DEMETER*, n°11, 44 pages + annexes.
- Faasen, R. (1995). Agricultural pesticide use ... a threat to the European environment? *European Water Pollution Control* 5(2), 34-40.
- Faloya V., Dumoulin F., Hot J.P., Menu P., Boizard H., Meynard J.M. (2002). Protection intégrée du blé tendre d'hiver : itinéraires techniques en Picardie. *Perspectives agricoles*, n°283, octobre 2002, 64-70.
- FAO (2003). International code of conduct on the distribution and use of pesticides. Rome, FAO. 36 p.
- FARRE (2004). Le guide du référentiel agriculture raisonnée : de la théorie à la pratique.
- FNSEA (2004). Communiqué : Les intrants chimiques, une utilisation en baisse, 07/2004-07-30
- Fritsch J. (2002). The current status of alternative to methyl bromide in vegetable crops in France. *International conference on alternatives to methyl bromide*. Seville 5-8 March 2002.
- Gaillardon P., Leroux P., et al. (2001). The development of the use of plant production products in farming. I - Herbicides. *Phytoma*, No.544.
- Galet P. (1977). *Les maladies et parasites de la vigne, tome 1*, Imprimerie du paysan du midi, Montpellier, 871 p.
- Gilles D., Henderson G.W., Kunk K. (1996). Digital control of flow rate and spray droplet size from agricultural nozzles for precision chemical application. *Transactions of the ASAE*, 729-738.
- Grain Magazine (2002). n°7, 32pp.
- IFEN (2003). Les pesticides dans les eaux. Cinquième bilan annuel, données 2001..
- IFEN (2004). La qualité de l'eau : une préoccupation environnementale forte. Les Données de l'Environnement (91), 4 p.
- Illing C. (2004). Les retards d'homologation nous pénalisent en Europe. *Agrodistribution*, nov. 2004, p.14
- ITV (2002). *Les cahiers itinéraires d'ITV France : l'enherbement permanent de la vigne*. ITV, 15 p.
- Jacquin D., Rouzet J., Delos M. (2003). Filière agrométéorologie pour l'élaboration des Avertissements Agricoles en France. *Bulletin OEPP/EPPO*, 33, 381-388
- Jamet, P. (1999). Les polluants agricoles de l'eau : les produits phytosanitaires. *L'eau. Tome II : usages et polluants*. G. Grosclaude. Paris, INRA Ed., 127-142.
- Jansma J.E, Van Keulen H., Zadoks J.C. Crop protection in the year 2000 : a comparison of current policies towards agrochemical usage in four west european countries, *Crop protection*, vol 12, n° 7
- Kreiter S., Sentenac G., Weber M., Valentin G. (1993). Les phytoseiidae des vignobles français. Synthèse de 8 années de recensement. Proceedings 3rd. International Conference on Pest in Agriculture, Montpellier, 7-9 Déc. 1993. *Annales ANPP*, 2, 597-609
- Lardoux Y., Sinfort C., Miralles A., Bonicelli B., Sevilla F. (1998). Dynamic effect of boom movements on spray distribution. Transactions of the ASAE, 98, 13.
- Leroux P., Delorme R., et al. (2002). The development of the use of plant production products in farming: II - Fungicides. *Phytoma*, No.545.
- Leroux P. (2003). Résistances des champignons phytopathogènes aux fongicides, *Phytoma*, 566, 36-40
- MAAPAR-MEDD (2004). Etat d'avancement des travaux des groupes régionaux "phyto" chargés de la lutte contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Bilan 2003. Paris, Ministère de l'Agriculture (DGAL), Ministère de l'Ecologie (Dir. de l'Eau), 35 p. + annexes.
- Mamarot J., Rodriguez A. (2003). *Sensibilité des mauvaises herbes aux herbicides en grandes cultures*, ACTA Ed, Paris, 372 pp.
- Meynard J.M. (2002). Du code des bonnes pratiques agricoles au management environnemental. *Oléoscope*, n°68.
- Meynard J.M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M.H., Makowski D. (2002). Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22, 817-829.
- Montigaud I., My J. (1993). Produire pour nourrir les hommes, protéger pour produire : une nouvelle évaluation des pertes dues aux ennemis des cultures dans le monde. *Phytoma*, 450, 7-9.
- OCDE (1997). Agriculture, pesticides et environnement, quelles politiques?, OCDE, 83 p. + annexes 265 p.
- OEPP (2003). Système pour l'évaluation du risque des produits phytosanitaires pour l'environnement. *Bulletin OEPP*, 23, 151-162.
- ONIVINS (2000). Les traitements phytosanitaires, *ONIVINS-INFOS 2000*, 78, 22-32
- ONIVINS (2003) *Faits et chiffres 2003*
- Pasquier C. (2002). Rapport technique sur les pratiques de traitement contre Sclerotinia et évaluation de prototypes d'outils, mars 2002.
- Polveche V., Vanhiesbecq S. (2003). Le contrôle des pulvérisateurs en service : du diagnostic au contrôle obligatoire. *Ingénieries*, N° spécial : Technologies pour les agrosystèmes durables, 103-112.
- Polveche V., Vanhiesbecq S. (2002). *Etude préalable à la mise en place d'un contrôle périodique des pulvérisateurs en service*. Rapport aux Ministères de l'Ecologie et de l'Agriculture.
- Raynal M. (2004). Optimisation agronomique et environnementale de la pulvérisation. *Fiche ITV*, 5 pp.
- Réal, B. (2001). Gestion et prévention de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires : diagnostic CORPEN, des solutions adaptées aux différents types de pollution diffuse. *Perspectives agricoles*, 268, 24-27.
- Reiners H.W., Illing C. (2004). BASF Agro, les produits phyto en progression de 9%. *Circuits Culture*, 385, octobre 2004, 26-27
- Rolland B., Bouchard D., Loyce C.J.M., Guyomard H., Lonnet P., Doussinault G. (2003). Des itinéraires techniques à bas niveaux d'intrants pour des variétés rustiques de blé tendre : une alternative pour concilier économie et environnement. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 49, 47-62.
- Savary S., Teng P.S. (1994). Quelle agriculture demain? La protection des cultures dans une agriculture durable, dossier « la recherche » décembre 1994, vol 25
- Sebillotte, M. (1999). Agriculture et risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires. Les voies de la prévention et les apports de l'expérience Ferti-Mieux. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 37, 8 p.
- Sicard G. (2005). Les orientations des Avertissements Agricoles®. Des clefs pour une meilleure pratique phytosanitaire. *Bulletin semences*, 182, 14-15
- Silvy, C. (1992). Quantifions le phytosanitaire - I. *Les Dossiers de l'Environnement*, 18, 15 p.
- Silvy, C. (1995). Quantifions le phytosanitaire - II. *Les Dossiers de l'Environnement*, 25, 19 p.
- Silvy, C. (1999). Quantifions le phytosanitaire - III. *Les Dossiers de l'Environnement*, 19, 8 p.
- Syngenta (2004). Réponses aux idées reçues en matière d'environnement. In < http://www.syngenta-agro.fr/synfront/index_imprime.aspx?idpage=140>

- UIPP (2004). Les chiffres clés 2003. In *Site de l'UIPP, France*. <<http://www.uipp.org/repere/chiffre.asp>>
- Van den Berg F., Kubiak R., Benjey W.G., Majewski M.S., Yates S.R., Reeves G.L., Smelt J.H., Van der Linden A.M.A. (1999). Emission of the pesticides into the air. *Water Air and Soil Pollution*, 115, 195-218
- Viret O., Siegfried W, Holliger E, Rausigl U (2003). Comparison of spray deposits and efficiency against powdery mildew of aerial and ground-based spraying equipment in viticulture. *Crop protection*, 22, 1023-1032.
- Walklate P. J., Cross J. V., Richardson G. M., Baker D. E., Murray R. A. (2003). A generic method of pesticide dose expression: Application to broadcast spraying of apple trees. *Annals of Applied Biology*, 143(1), 11-23.
- Warrior, P. (2000). Living systems as natural crop-protection agents. *Pest Management Science*, 56(8), 681-687.
- Yates S. R., Gan J., Papiernik S. K., Dungan R., Wang D. (2002). Reducing fumigant emissions after soil application. *Phytopathology*, 92(12), 1344-1348.

Chapitre 2

Annexes

Annexe 2-1. Questionnaire de l'enquête "Pratiques culturales" 2001 blé tendre	2
Annexe 2-2. Part de la surface avec désherbage mécanique en 2001 pour quatre cultures (maïs, tournesol, betterave, pomme de terre), selon les régions (Agreste, 2004)	10
Annexe 2-3. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur blé tendre en 2001.	11
Annexe 2-4. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur colza en 2001.	12
Annexe 2-5. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur maïs grain en 2001.	13
Annexe 2-6. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur pois protéagineux en 2001.	14
Annexe 2-7. Caractéristiques des principaux outils utilisables en matière de décision de protection phytosanitaire. Bilan non exhaustif réalisé sur grandes cultures, vigne et cultures industrielles.	15
Annexe 2-8. Lettre ouverte des industriels de la protection des plantes (UIPP, 2004).....	27

Annexe 2-1. Questionnaire de l'enquête "Pratiques culturales" 2001 blé tendre

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE
ENQUÊTE STATISTIQUE OBLIGATOIRE
QUESTIONNAIRE CONFIDENTIEL

Vu l'avis favorable du Conseil National de l'Information Statistique, cette enquête, reconnue d'intérêt général, est obligatoire. Visa n° 2001 X 089 AG du Ministre de l'Agriculture et de la Pêche et du Ministre chargé de l'Economie, valable pour l'année 2001.

Selon la loi n° 51-711 du 7 juin 1951 modifiée sur l'obligation, la coordination et le secret en matière de statistique, tout défaut de réponse ou une réponse sciemment inexacte peut entraîner l'application d'une amende administrative.

Questionnaire confidentiel destiné uniquement aux services de statistique agricole du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

La loi n° 78-17 du 6 janvier 1978, relative à l'informatique, aux fichiers et aux libertés, s'applique aux réponses faites à la présente enquête. Elle garantit aux personnes concernées un droit d'accès et de rectification pour les données les concernant. Ce droit peut être exercé auprès du Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques, 251, rue de Vaugirard - 75732 PARIS CEDEX 15.

PRATIQUES CULTURALES CÉRÉALES À PAILLE 2001

Nom et numéro de l'enquêteur :

Date d'enquête :

M MME Nom et prénom de l'exploitant :

.....

Raison sociale :

Tel. :

Lieu-dit de la parcelle :

.....

Commune de la parcelle :

.....

Région

Département enquêteur

Numéro de photo :

Numéro de point :

- Blé tendre = 1
- Blé dur = 2
- Orge escourgeon = 3

Département de localisation de la parcelle :

Région agricole de la parcelle

Numéro de commune de la parcelle :

Numéro SIRET :

.....

Numéro identifiant au RA :

.....

1 - Caractéristiques de l'exploitation

- Profession principale du chef de l'exploitation (voir liste des codes)
- Année de naissance du chef de l'exploitation 19
- Activité dominante de l'exploitation (voir liste des codes)

2 - Superficie agricole utilisée de l'exploitation (hectare, are)

dont superficie en céréales (y c. maïs, sorgho ...)

dont superficie en blé tendre ou blé dur ou orge (selon la culture enquêtée)

ha are

3 - L'exploitation a-t-elle conclu un contrat territorial d'exploitation ?

aucune démarche engagée = 0, préparation en cours = 1, passage en CDOA mais non encore signé = 2, signé = 3

si signé, alors année de signature

Les questions suivantes concernent la parcelle

ha are

4 - Superficie ensemencée de la parcelle (en hectare, are)

5 - La parcelle est-elle drainée ?

oui = 1, non = 0

6 - La parcelle est-elle conduite selon un cahier des charges ?

agriculture biologique = 1, dans le cadre d'un cahier des charges commercial = 2, autres cahiers des charges = 3, aucun = 0

7 - Avez-vous effectué au moins une analyse de terre sur cette parcelle depuis la campagne 1995/96? oui = 1, non = 0

8 - Année de semis du dernier blé tendre ou blé dur ou orge selon la culture enquêtée

9 - Précédent cultural (dernière culture principale, ou jachère) (voir codes)

- La parcelle a-t-elle porté une prairie depuis la campagne 1995/1996 ? oui = 1, non = 0

SI OUI, année de retournement

- Si le précédent est une prairie, indiquer la date de retournement (voir codes quinzaines) sans objet = 00

- Date de récolte du précédent cultural (voir codes quinzaines) sans objet = 00

- Les résidus du précédent ont-ils été?

- Laissés sur place = 1

- Brûlés = 2

- Ramassés = 3

- Sans objet (jachère nue, maïs ensilage...) = 0

- Date de déchaumage du précédent cultural (voir codes quinzaines) sans objet = 00

- Laissez-vous repousser le précédent cultural afin notamment de réaliser une couverture du sol ?

oui = 1, non (y compris sans objet) = 0

10 - Avez-vous pratiqué un engrais vert ou une culture « piège à nitrates » entre le précédent cultural et cette culture ?

oui = 1, non (y c. sans objet) = 0

● **SI OUI :**

• Date de semis (voir codes quinzaines)

• Espèce semée (voir codes)

• Date de destruction (voir codes quinzaines)

• Mode de destruction : mécanique = 1, chimique = 2, autres (gel...) = 3

11 - Implantation de la céréale à paille

● **Nombre de passages d'outils** de préparation du sol (déchaumage exclus, semis inclus)

● **Implantation avec labour ou assimilé** (oui = 1, non = 0)

● **SI OUI :**

• Date du passage (voir codes quinzaines)

• L'outil utilisé était-il une charrue ? oui = 1, non = 0

● **SI NON :**

• Semis direct oui = 1, non = 0

12 - Semence

● **Origine** (codes cumulables)

• Semence mère pour contrat de multiplication de semences (*étiquette blanche du SOC*) = 1

• Semence certifiée (*étiquette bleue du SOC, y compris par échange contre une livraison*) = 2

• Semence produite sur l'exploitation = 4

• Semence produite sur une exploitation voisine = 8

● **Triage et traitement** (*si réponse différente de 1, 2 ou 3*)

• Semence triée ou traitée par l'exploitation = 1

• Semence triée ou traitée par un voisin = 2

• Semence triée ou traitée en CUMA = 3

• Semence triée ou traitée par un trieur ambulant = 4

• Semence triée ou traitée par une coopérative ou prestataire de service en poste fixe = 5

• Semence ni triée ni traitée = 6

● **La semence a-t-elle été traitée :** (codes cumulables)

traitement standard = 1, fongicide haut de gamme = 2, contre mouche grise = 4, contre les pucerons = 8, contre le piétin échaudage = 16, aucun traitement = 0

13 - Variété : (voir codes)

14 - Semis :

14.1 - Objectif de rendement :

Aviez-vous un objectif de rendement au moment du semis ? oui = 1, non = 0

● **SI OUI,** quel était votre objectif de rendement (q/ha) ?

14.2 - Semis :

• Date du semis (voir codes quinzaines)

• Comment calculez-vous votre dose de semis ? en nombre de grains par m² = 1, en kg/ha = 2

• Quantité de semence en poids de semence par ha (kg/ha)

15 - Fumure organique depuis la récolte du précédent

- Y a-t-il eu au moins un apport de fumure organique sur cette parcelle ? oui = 1, non = 0
- **SI OUI** : (ne répondre aux 3 questions qui suivent que si c'est l'agriculteur lui-même qui a réalisé les épandages)
 - Connaissez-vous la **teneur en azote** des effluents épandus sur cette parcelle ?
Oui par analyses à la ferme ou en laboratoire = 1, oui par références techniques = 2, non = 0
 - Avez-vous effectué au moins **une pesée** de votre épandeur ? oui = 1, non = 0, sans objet = 9
 - Pour tenir compte de cette fumure, de combien d'unités avez-vous diminué la dose d'azote minéral (unités par ha) ?

(Remplir une ligne par passage)

N° d'ordre	NATURE de la FUMURE (a)	Éléments de calcul					A saisir		
		Date d'apport (voir codes quinzaines) (b)	Stade cultural	Nombre de remorques ou tonnes à lisière	Quantité par remorque en t ou m ³	Quantité totale en t ou m ³	Unité en tonnes = 1 En m ³ = 2	Quantité à l'ha (en t ou en m ³ /ha)	Provenance de la fumure Extérieur = 1, mixte = 2, Type d'épandage C
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									

(a), (b), (c) : pour la codification se reporter à l'annexe « codes »

- Sur les 10 dernières années, l'apport de fumure organique sur cette parcelle a-t-il lieu
Jamais = 0, de temps en temps = 1, tous les 2 ou 3 ans = 2, chaque année = 3

16 - Fumure minérale depuis la récolte du précédent (remplir une ligne par application et par produit)

En cas d'utilisation de mélange d'engrais, les lignes correspondant aux produits mélangés auront le même numéro de passage

NOM de l'ENGRAIS	N° d'ordre	N° du passage	Date d'apport (voir codes quinzaines) (b)	Stade cultural	Éléments de calcul				A saisir			
					N	P	K	Formule	Unité en kg = 1 en litre = 2	Quantité d'engrais à l'ha (en kg ou en litre)	N	P
	1											
	2											
	3											
	4											
	5											
	6											
	7											
	8											
	9											
	10								TOTAL			

(b) : pour la codification se reporter à l'annexe « codes »

- Réalisez-vous un apport spécifique pour atteindre un **objectif de teneur en protéines** ? oui = 1, non = 0
- Sur les 3 dernières années, **nombre d'années** ou au moins un apport en engrais minéral phosphate et potassique a été effectué Phosphate Potassique

17 - Fumure azotée totale

- Avant la mise en place de la céréale à paille, vous aviez prévu un niveau de fumure azotée.

Ce niveau a-t-il été déterminé en fonction des doses moyennes sur cette culture ? oui = 1, non = 0

SINON, il a été déterminé en fonction : oui = 1, non = 0

- du rendement espéré
- des précédents culturaux
- des reliquats estimés

- Ensuite en cours de végétation, ce niveau de fumure azotée prévu a-t-il été ajusté ? oui = 1 non = 0

SI OUI, il a été ajusté en tenant compte : oui = 1 non = 0

- de l'aspect général des parcelles
- des mesures de peuplement (*pieds/m²*)
- des mesures de reliquats sortie hiver sur votre exploitation
- d'outils de pilotage de la fertilisation azotée ?

18 - Désherbage de la parcelle depuis la récolte du précédent

18.1 - Désherbage chimique (remplir une ligne par application et par produit)

En cas d'utilisation de mélange de désherbants, les lignes correspondant aux produits mélangés auront le même numéro de passage

Opération	Produit		N° d'ordre	N° du passage	Date (voir codes quinzaines)	(b) Stade cultural	(d) But du désherbage	Produit commercial : voir codes	Unité en kg = 1 En litre = 2	Dose de produit commercial à l/ha	Proportion de la parcelle traitée en %
	Nom commercial										
			1								
			2								
			3								
			4								
			5								
			6								
			7								
			8								
			9								
			10								

(b), (d) : pour la codification se reporter à l'annexe « codes »

18.2 - Désherbage mécanique ou thermique (non compris le déchaumage)

- Y a-t-il eu sur la parcelle au moins une opération de désherbage **mécanique** ? oui = 1, non = 0

- Y a-t-il eu sur la parcelle au moins une opération de désherbage **thermique** ? oui = 1, non = 0

19 - Insecticides, fongicides, anti-limaces et autres depuis la récolte du précédent (remplir une ligne par application et par produit)

(Ne pas prendre en compte les traitements de semences)

En cas de mélange d'insecticide et fongicide ou anti-limace ou autres, les lignes correspondant aux produits mélangés auront le même numéro de passage

Opération	Produit		N° d'ordre	N° du passage	Date (voir codes quinzaines)	(b) Stade cultural	(d) But du traitement	Produit commercial : voir codes	Unité : en kg = 1 en litre = 2	Dose de produit commercial à l/ha
	Nom commercial									
			1							
			2							
			3							
			4							
			5							
			6							
			7							
			8							
			9							
			10							

(b) (d) (e) : pour la codification se reporter à l'annexe « codes »

20 - Lorsque vous avez employé un insecticide, un fongicide ou un herbicide cette année sur cette parcelle, vous avez fait les interventions :

Comme d'habitude	oui = 1, non = 0	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
SINON , (codes cumulables)					
• d'après les recommandations des avertissements agricoles (protection des végétaux, organismes techniques)	= 1	}	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
• après avoir bien observé vos propres parcelles	= 2		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
• pas de traitement	= 0		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

21 - Régulateurs de croissance (remplir une ligne par application et par produit)

Produit Nom commercial	Opération		Produit commercial : voir codes	Unité : en kg = 1 en litre = 2	Dose de produit commercial à l/ha
	N° d'ordre	N° du passage			
	1				
	2				
	3				

22 - Irrigation

- La parcelle est-elle irrigable ? oui = 1, non = 0
- **SI OUI**, la parcelle a-t-elle été irriguée au cours de la campagne agricole ? oui = 1, non = 0
- **SI OUI** :
 - Date de la première irrigation (voir codes quinzaines)
 - Date de la dernière irrigation (voir codes quinzaines)
 - Nombre de passages (tours d'eau)
 - Apport total sur la parcelle en mm
 - A chaque fois que vous avez déclenché l'irrigation cette année sur cette parcelle, vous l'avez fait comme d'habitude oui = 1, non = 0
 - SINON**, vous l'avez fait : (codes cumulables)
 - après avoir bien observé vos propres parcelles = 1
 - d'après les recommandations d'organismes techniques (Irri Mieux, SUAD...) = 2
 - en utilisant des outils de pilotage de l'irrigation (tensiomètres, pluviomètres...) = 4

23 - Récolte :

La récolte a-t-elle été réalisée ? oui = 1, non = 0

SI OUI :

- Date de la récolte (voir codes quinzaines)

24 - Rendement de la parcelle

	Rendement	Humidité à la récolte
.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	q/ha a	%

- Ce rendement a-t-il été : estimé = 1, mesuré sur l'exploitation = 2, mesuré à la parcelle = 3
- Observations éventuelles en cas de rendement anormalement faible :
- Connaissez-vous la teneur en protéines obtenue ? oui = 1, non = 0
- **SI OUI**, teneur obtenue :

25 - Utilisation de la paille (pour la parcelle)

- laissée sur place = 1
- brûlée = 2
- ramassée = 3

.....

26 - Rubriques régionales

01	_____
02	_____
03	_____
04	_____
05	_____
06	_____
07	_____
08	_____
09	_____
10	_____

Les questions suivantes concernent la culture sur l'ensemble de l'exploitation

27 - Conduite de la culture } **De blé tendre ou de blé dur ou d'orge** } sur votre exploitation

27.1 - La fumure azotée	organique	minérale
<ul style="list-style-type: none"> ● Enregistrez-vous habituellement vos pratiques de fertilisation azotée ? oui = 1, non = 0, sans objet = 9 	[]	[]
SI OUI, sur quel support		
● support papier	oui = 1, non = 0	[]
● support informatique	oui = 1, non = 0	[]
● Qu'enregistrez-vous :		
● Date ou stade d'apport	oui = 1, non = 0	[]
● Dose apportée	oui = 1, non = 0	[]
● Produit apporté	oui = 1, non = 0	[]
27.2 - Les interventions de protection des cultures (insecticides, fongicides, antilimaces...)		
<ul style="list-style-type: none"> ● Enregistrez-vous habituellement vos interventions de protection des cultures ? oui = 1, non = 0, sans objet = 9 		[]
SI OUI, sur quel support		
● support papier	oui = 1, non = 0	[]
● support informatique	oui = 1, non = 0	[]
● Qu'enregistrez-vous :		
● Date ou stade d'intervention	oui = 1, non = 0	[]
● Dose apportée	oui = 1, non = 0	[]
● Produit apporté	oui = 1, non = 0	[]
27.3 - L'irrigation		
<ul style="list-style-type: none"> ● Enregistrez-vous habituellement vos apports en irrigation ? oui = 1, non = 0, sans objet = 9 		[]
SI OUI, sur quel support		
● support papier	oui = 1, non = 0	[]
● support informatique	oui = 1, non = 0	[]
● Qu'enregistrez-vous :		
● Date ou stade d'apport	oui = 1, non = 0	[]
● Dose apportée	oui = 1, non = 0	[]

Les questions suivantes concernent l'ensemble de l'exploitation

28 - Combien de pulvérisateurs interviennent sur votre exploitation ?

28.1 - Le pulvérisateur le plus couramment utilisé sur l'exploitation est-il ?

- en propriété, en copropriété = 1
- en CUMA = 2
- en entreprise = 3

Si réponse = 3 les questions suivantes de 28.2 à 28.6 sont sans objet (fin du questionnaire).

Si réponse = 1 ou 2, répondre aux questions suivantes :

28.2 - Caractéristiques du pulvérisateur le plus couramment utilisé sur l'exploitation

- Âge de ce matériel (ans)
- Largeur de travail (mètres)
- Y a-t-il eu au moins une vérification du fonctionnement du pulvérisateur depuis son acquisition ?
Oui, par l'agriculteur = 1, oui par un organisme tiers = 2, non = 0 (codes cumulables).....
- **SI OUI par un organisme tiers :**
 - année de la dernière vérification
- **SI OUI par l'agriculteur :**
 - vérification du fonctionnement du pulvérisateur :

	État des buses	Débit de l'ensemble de la rampe	Homogénéité de la pulvérisation le long de la rampe
Fréquence de la vérification (a)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

(a) codes fréquence :
 . une bonne fois pour toutes 1
 . tous les 2 ans 2
 . chaque année 3
 . plusieurs fois par an 4

28.3 - Préparation de la bouillie, rinçage

- Protection du manipulateur lors de la préparation :

	Masque	Gants	Lunettes	Bottes	Vêtements imperméables
Le manipulateur est équipé de : <i>oui = 1 ; non = 0</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Disposez-vous d'un dispositif anti-retour sur le réseau d'approvisionnement en eau ?
oui = 1, non = 0
- Disposez-vous d'une réserve d'eau pure sur le pulvérisateur ou au champ pour la dilution du fond de cuve et le rinçage ?
sur le pulvérisateur = 1, au champ = 2, non = 0,
- Où épandez-vous les eaux de rinçage ?
Sur la parcelle = 1, sur une autre parcelle de même culture = 2, sur une autre parcelle de culture différente = 3,
sur une jachère = 4, dans la cour de ferme = 5, sur un chemin ou route = 6, dans un fossé = 7,
sur une station de rinçage sécurisée = 8, autre = 9

28.4 - Emballages des produits phytosanitaires

- **Comment éliminez-vous les emballages vides ?** oui = 1 non = 0
 - En les brûlant
 - En les enterrant
 - En les stockant en l'attente d'une collecte spécifique pour les emballages phytosanitaires
 - En les stockant, sans destination connue
 - En les apportant à la déchetterie
 - En les confiant aux services des ordures ménagères
 - Autre

28.5 - Produits phytosanitaires non utilisés (périmés, interdits, changement de cultures)

● Possédez-vous des produits phytosanitaires non utilisés ? oui = 1, non = 0

● **SI OUI :**

● Les quantités de ces produits sont-elles :
inférieures ou égales à 10 kg = 1, supérieures à 10 kg = 2

● Comment avez-vous l'habitude de les éliminer ? oui = 1, non = 0

● En les enterrant

● En les stockant en l'attente d'une collecte spécifique

● En les stockant, sans destination connue

● En les apportant à la déchetterie

● En les confiant aux services des ordures ménagères

● En les redonnant au fournisseur

● En les donnant à un voisin

● Autre

28.6 - Stockage des produits phytosanitaires

● Avez-vous un local réservé exclusivement au stockage des produits phytosanitaires ?
oui = 1, non = 0

OBSERVATIONS

Annexe 2-2. Part de la surface avec désherbage mécanique en 2001 pour quatre cultures (maïs, tournesol, betterave, pomme de terre), selon les régions (Agreste, 2004)

	Maïs		Tournesol		Betterave		Pomme de terre	
	% de surface avec désherbage mécanique	nombre désherb.	% de surface avec désherbage mécanique	nombre désherb.	% de surface avec désherbage mécanique	nombre désherb.	% de surface avec désherbage mécanique	nombre désherb.
Champagne-Ardenne					68%	10.6 (100%)		
Ile de France	4%	2.4 (99%)			67%	10.1 (100%)		
Picardie	6%	2.4 (99%)			52%	9.6 (100%)	29%	2.2 (100%)
Haute-Normandie	2%	2.2 (98%)						
Centre	7%	2.7 (98%)	17%	1.8 (98%)				
Basse-Normandie	2%	2.5 (99%)						
Bourgogne	4%	2.2 (100%)						
Nord-Pas de Calais	5%	2.2 (100%)			55%	8.6 (100%)	26%	2 (97%)
Lorraine	12%	2.3 (99%)						
Alsace	28%	2.6 (98%)						
Franche-Comté	7%	2.4 (98%)						
Pays de la Loire	11%	2.5 (96%)	55%	2.1 (98%)				
Bretagne	3%	2.2 (96%)						
Poitou-Charentes	13%	3 (98%)	34%	1.9 (97%)				
Aquitaine	25%	2.1 (98%)	25%	1.7 (94%)				
Midi-Pyrénées	38%	2.1 (98%)	17%	1.8 (97%)				
Rhône-Alpes	11%	2.3 (98%)						
Auvergne	30%	2.6 (99%)						
Ensemble	14%	2.3 (98%)	27%	1.8 (97%)	58%	9.7 (100%)	27%	2.1 (98%)

n.c. : données non communiquées

N.D : données non déterminées (secret statistique)

Annexe 2-3. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur blé tendre en 2001.

Les chiffres en "bold" expriment le nombre de traitement en moyenne sur l'ensemble des parcelles (traitées et non traitées) ; les chiffres en italique entre parenthèses représentent la part de la surface de la culture traitée.

	Dose N		Rendement		Herbicides		Régulateurs		Fongicides +insecticides +antimacés		Total traitements/total traitements hors désherbage	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Ile de France	184 <i>(98%)</i>	197 <i>(97%)</i>	77	76	n.c. <i>(100%)</i>	2.7 <i>(100%)</i>	0.89 <i>(81%)</i>	1.3 <i>(85%)</i>	4.3	4.8 <i>(99%)</i>	- / 5.2	8.8 / 6.1
Champagne Ardenne	190 <i>(99.6)</i>	201 <i>(99%)</i>	72	78	n.c. <i>(100%)</i>	2.6 <i>(99%)</i>	1 <i>(77%)</i>	1.4 <i>(87%)</i>	3.1	4.8 <i>(98%)</i>	- / 4.1	8.8 / 6.2
Picardie	172 <i>(99%)</i>	185 <i>(98%)</i>	79	84	n.c. <i>(99%)</i>	3 <i>(99%)</i>	1.4 <i>(97%)</i>	1.6 <i>(94%)</i>	3.4	4.5 <i>(99%)</i>	- / 4.8	9 / 6
Haute- Normandie	144 <i>(97%)</i>	178 <i>(99%)</i>	72	77	n.c. <i>(99.6%)</i>	2.7 <i>(100%)</i>	0.7 <i>(68%)</i>	0.9 <i>(82%)</i>	3.1	4.1 <i>(99%)</i>	- / 3.8	7.7 / 5
Centre	176 <i>(99%)</i>	191 <i>(100%)</i>	69	68	n.c. <i>(99%)</i>	2.4 <i>(99%)</i>	0.4 <i>(34%)</i>	0.6 <i>(59%)</i>	3	3.6 <i>(98%)</i>	- / 3.4	6.6 / 4.2
Basse- Normandie		158 <i>(99%)</i>		70		2.1 <i>(97%)</i>		0.8 <i>(70%)</i>		3.3 <i>(95%)</i>		6.2 / 4.1
Bourgogne	164 <i>(99%)</i>	180 <i>(99%)</i>	64	65	n.c. <i>(99.6%)</i>	2 <i>(97%)</i>	0.4 <i>(39%)</i>	0.7 <i>(53%)</i>	2.6	3.9 <i>(97%)</i>	- / 3	6.6 / 4.6
Nord-Pas de Calais	154 <i>(100%)</i>	173 <i>(100%)</i>	85	83	n.c. <i>(100%)</i>	2.5 <i>(99%)</i>	1.3 <i>(91%)</i>	1.4 <i>(82%)</i>	3.8	4.3 <i>(99%)</i>	- / 5	8.1 / 5.6
Lorraine	168 <i>(100%)</i>	157 <i>(96%)</i>	65	63	n.c. <i>(99%)</i>	2.6 <i>(98%)</i>	0.9 <i>(74%)</i>	0.9 <i>(65%)</i>	2.4	3 <i>(92%)</i>	- / 3.3	6.5 / 3.9
Alsace	abs	146 <i>(99%)</i>		69		1.4 <i>(96%)</i>		0.4 <i>(42%)</i>		1.5 <i>(77%)</i>		3.4 / 2
Franche- Comté	abs	172 <i>(100%)</i>		64		2.2 <i>(99%)</i>		0.6 <i>(53%)</i>		3.1 <i>(98%)</i>		5.9 / 3.7
Pays de la Loire	128 <i>(99%)</i>	138 <i>(98%)</i>	66	61	n.c. <i>(97%)</i>	1.6 <i>(95%)</i>	0.3 <i>(38%)</i>	0.4 <i>(31%)</i>	2.5	2.6 <i>(96%)</i>	- / 2.8	4.6 / 3
Bretagne	102 <i>(99%)</i>	118 <i>(96%)</i>	67	70	n.c. <i>(98%)</i>	1.9 <i>(94%)</i>	0.4 <i>(45%)</i>	0.6 <i>(55%)</i>	2	2.5 <i>(94%)</i>	- / 2.5	5 / 3.1
Poitou- Charentes	158 <i>(100%)</i>	166 <i>(99%)</i>	65	61	n.c. <i>(98%)</i>	2 <i>(99%)</i>	0.1 <i>(7%)</i>	0.2 <i>(20%)</i>	2.7	3.1 <i>(96%)</i>	- / 2.7	5.2 / 3.2
Aquitaine	Abs	167 <i>(98%)</i>		54		1.4 <i>(80%)</i>		0.2 <i>(8%)</i>		1.9 <i>(84%)</i>		3.4 / 2
Midi- Pyrénées	145 <i>(99%)</i>	152 <i>(98%)</i>	52	53	n.c. <i>(96%)</i>	1.5 <i>(94%)</i>	<0.1 <i>(3%)</i>	0.2 <i>(6%)</i>	1.5	2 <i>(86%)</i>	- / 1.5	3.7 / 2.2
Rhône-Alpes	abs	141 <i>(98%)</i>		57		1.4 <i>(90%)</i>		0.2 <i>(26%)</i>		1.9 <i>(82%)</i>		3.5 / 2.1
Auvergne	138 <i>(98%)</i>	146 <i>(98%)</i>	63	59	n.c. <i>(98%)</i>	2.2 <i>(98%)</i>	0.1 <i>(11%)</i>	0.4 <i>(27%)</i>	1.6	1.7 <i>(77%)</i>	- / 1.7	4.2 / 2

Annexe 2-4. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur **colza** en 2001.

Les chiffres en "bold" expriment le nombre de traitement en moyenne sur l'ensemble des parcelles (traitées et non traitées) ; les chiffres en italique entre parenthèses représentent la part de la surface de la culture traitée.

	Dose N		Rendement		Herbicides		Fongicides +insecticides +antimycosés		Total traitements/total traitements hors désherbage	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Ile de France	180 <i>(97%)</i>	169 <i>(93%)</i>	31	28	n.c. <i>(98%)</i>	1.8 <i>(100%)</i>	3.8	4.5 <i>(99%)</i>		6.3 / 4.5
Champagne Ardenne	192 <i>(97%)</i>	178 <i>(98%)</i>	30	28	n.c. <i>(100%)</i>	2.1 <i>(100%)</i>	3.8	4.3 <i>(99%)</i>		6.4 / 4.3
Picardie		182 <i>(95%)</i>		32		1.7 <i>(100%)</i>		4.4 <i>(98%)</i>		6.1 / 4.4
Haute- Normandie	146 <i>(97%)</i>	170 <i>(98%)</i>	28	32	n.c. <i>(99%)</i>	1.8 <i>(98%)</i>	4	4.9 <i>(98%)</i>		6.7 / 4.9
Centre	182 <i>(99%)</i>	180 <i>(99%)</i>	28	27	n.c. <i>(99%)</i>	2 <i>(100%)</i>	3.5	4.6 <i>(98%)</i>		6.6 / 4.6
Bourgogne	188 <i>(99%)</i>	178 <i>(99%)</i>	29	24	n.c. <i>(100%)</i>	2.2 <i>(100%)</i>	5	5.1 <i>(100%)</i>		7.3 / 5.1
Lorraine	175 <i>(97%)</i>	161 <i>(93%)</i>	26	24	n.c. <i>(98%)</i>	2.5 <i>(100%)</i>	4.2	4.4 <i>(100%)</i>		6.9 / 4.4
Franche- Comté		158 <i>(100%)</i>		25	n.c. <i>(99%)</i>	1.8 <i>(98%)</i>		3.9 <i>(99%)</i>		5.7 / 3.9
Poitou- Charentes	171 <i>(98%)</i>	177 <i>(99%)</i>	23	31	n.c. <i>(97%)</i>	2.1 <i>(100%)</i>	2.8	4.5 <i>(99%)</i>		6.6 / 4.5

n.c. : données non communiquées

N.D : données non déterminées (secret statistique)

Annexe 2-5. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur maïs grain en 2001.

Les chiffres en "bold" expriment le nombre de traitement en moyenne sur l'ensemble des parcelles (traitées et non traitées) ; les chiffres en italique entre parenthèses représentent la part de la surface de la culture traitée.

	Dose N		Rendement		Herbicides		Fongicides +insecticides +antimacés		Total traitements/total traitements hors désherbage	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Champagne-Ardenne	154 <i>(99%)</i>		82		n.c. <i>(99%)</i>		0.8			
Ile de France		161 <i>(96%)</i>		82		2.4 <i>(99%)</i>		0.6 <i>(46%)</i>		3 / 0.6
Picardie		148 <i>(99%)</i>		81		2.4 <i>(99%)</i>		0.3 <i>(23%)</i>		2.8 / 0.4
Haute-Normandie	100 <i>(87%)</i>	103 <i>(ND)</i>	82	82	n.c. <i>(100%)</i>	2.2 <i>(98%)</i>	0.5	ND <i>(7%)</i>		2.5 / 0.3
Centre	175 <i>(98%)</i>	167 <i>(98%)</i>	89	83	n.c. <i>(100%)</i>	2.7 <i>(98%)</i>	0.9	0.5 <i>(43%)</i>		3.5 / 0.8
Basse-Normandie		89 <i>(ND)</i>		66		2.5 <i>(99%)</i>		0.2 <i>(15%)</i>		2.7 / 0.2
Bourgogne	153 <i>(100%)</i>	160 <i>(99%)</i>	77	88	n.c. <i>(100%)</i>	2.2 <i>(100%)</i>	0.9	0.5 <i>(38%)</i>		3.1 / 0.9
Nord-Pas de Calais		120 <i>(100%)</i>		96		2.2 <i>(100%)</i>		ND <i>(10%)</i>		2.2 / ND
Lorraine		122 <i>(100%)</i>		69		2.3 <i>(99%)</i>		0.3 <i>(23%)</i>		2.8 / 0.5
Alsace	167 <i>(97%)</i>	179 <i>(100%)</i>	93	91	n.c. <i>(100%)</i>	2.6 <i>(98%)</i>	0.8	0.8 <i>(67%)</i>		3.6 / 1
Franche-Comté		156 <i>(98%)</i>		86		2.4 <i>(98%)</i>		0.8 <i>(55%)</i>		3.5 / 1.1
Pays de la Loire	110 <i>(91%)</i>	98 <i>(90%)</i>	81	84	n.c. <i>(100%)</i>	2.5 <i>(96%)</i>	0.6	0.3 <i>(31%)</i>		3.2 / 0.7
Bretagne	50 <i>(84%)</i>	39 <i>(78%)</i>	76	75	n.c. <i>(98%)</i>	2.2 <i>(96%)</i>	0.5	0.3 <i>(28%)</i>		2.7 / 0.5
Poitou-Charentes	185 <i>(100%)</i>	177 <i>(100%)</i>	96	84	n.c. <i>(100%)</i>	3 <i>(98%)</i>	1	0.6 <i>(41%)</i>		4 / 1
Aquitaine	210 <i>(100%)</i>	199 <i>(99%)</i>	83	87	n.c. <i>(100%)</i>	2.1 <i>(98%)</i>	0.7	0.7 <i>(53%)</i>		2.9 / 0.8
Midi-Pyrénées	187 <i>(99%)</i>	187 <i>(99%)</i>	76	87	n.c. <i>(100%)</i>	2.1 <i>(98%)</i>	0.9	0.8 <i>(57%)</i>		3.1 / 1
Rhône-Alpes	171 <i>(99%)</i>	173 <i>(98%)</i>	85	93	n.c. <i>(100%)</i>	2.3 <i>(98%)</i>	0.7	0.4 <i>(32%)</i>		2.9 / 0.6
Auvergne		167 <i>(99%)</i>		88		2.6 <i>(99%)</i>		0.9 <i>(67%)</i>		4.1 / 1.5

n.c. : données non communiquées

N.D : données non déterminées (secret statistique)

Annexe 2-6. Diversité régionale de quelques pratiques agricoles et du rendement sur pois protéagineux en 2001.

Les chiffres en "bold" expriment le nombre de traitement en moyenne sur l'ensemble des parcelles (traitées et non traitées) ; les chiffres en italique entre parenthèses représentent la part de la surface de la culture traitée.

	Dose N		Rendement		Herbicides		Fongicides +insecticides +antimimaces		Total traitements/total traitements hors désherbage	
	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Ile de France		ND (2%)	53	39	n.c. (100%)	2.4 (99%)	4.5	3.9 (98%)	- / 4.5	6.4 / 4
Champagne Ardenne		ND (5%)	53	45	n.c. (100%)	2.8 (99%)	3.7	4.8 (99%)	- / 3.7	7.5 / 4.8
Picardie		ND (8%)	53	45	n.c. (100%)	2.6 (99%)	5	4.2 (100%)	- / 5	6.9 / 4.3
Haute- Normandie		ND (2%)	51	38	n.c. (97%)	2.1 (97%)	4.7	4.1 (97%)	- / 4.7	6.2 / 4.1
Centre		ND (1%)	54	38	n.c. (100%)	2.3 (100%)	4.6	4 (100%)	- / 4.6	6.4 / 4.1
Nord-Pas de Calais		ND (11%)	54	49	n.c. (100%)	2.5 (100%)	3.8	4 (99%)	- / 3.8	6.5 / 4

n.c. : données non communiquées

N.D : données non déterminées (secret statistique)

Annexe 2-7. Caractéristiques des principaux outils utilisables en matière de décision de protection phytosanitaire. Bilan non exhaustif réalisé sur grandes cultures, vigne et cultures industrielles.

En grisé : les outils en cours de test, non encore disponibles

- **Céréales**

Outil	Plante / parasite	date	Origine	utilisateurs	A quoi sert-il ?				Description sommaire	Intérêts/limites
					Choisir un produit	Prendre une décision de traitement	Préparer un programme de traitement	Autre (préciser)		
ECOVERSE	Blé Orge / verse	2002	ARVALIS	Technicien et agriculteur dans le cadre de FARMSTAR	oui partiellement	oui	oui	prise en compte du climat temps réel	Cartographie sur support papier Estimation du risque de verse par la prévision du nombre de tiges/m ² , et de l'estimation indirecte de la hauteur des 2 premiers entrenoeuds. Prise en compte de l'effet de T°C, rayonnement et disponibilité en eau sur l'élongation des entrenoeuds.	Evaluation à distance dans le cadre de FARMSTAR, sans prélèvement ni observation. 180 000 ha en 2005
HERBOVERSE	Blé Orge / verse	2001	ARVALIS	ARVALIS	oui partiellement	oui	oui		Cartographie sur support papier Estimation du risque de verse par la prévision du nombre de tiges/m ² , et de l'estimation indirecte de la hauteur des 2 premiers entrenoeuds	N'est pas encore mis à la disposition des agriculteurs.
"Conditions climatiques"	Toutes adventices	Echéance : test septembre 2005	ARVALIS	Agriculteur Technicien		oui			Logiciel Déterminer si les conditions climatiques sont propices à la réussite d'un traitement herbicide. L'évaluation du risque climatique passe par l'analyse de deux critères : la sélectivité et l'efficacité de l'herbicide à la date de l'intervention phytosanitaire. Utilise des bases de données : phyto et météo. Nécessite un support internet.	Peut s'utiliser en instantané, a posteriori et en fréquentiel. Règles de décision à « dire d'expert ».

"Dynamique de levée"	Blé / 18 adventices	Echéance : test : septembre 2005	ARVALIS	Technicien				Prévoir la dynamique de levée des adventices majoritairement présentes dans la région pour le positionnement de l'intervention dans la période la plus propice	Logiciel Basé sur des jeux de données issus d'expérimentations. Utilise des bases de données : phyto et météo. Nécessite un support internet. Nécessite d'être couplé à « conditions climatiques ».	Limité au blé. Limité au Sud de la France. Outil d'animation. Nécessité d'être très attentif à l'usage et à l'interprétation qu'il en sera faite.
"Résistance"	3 adventices	Automne 2005	ARVALIS (à partir de la grille AFPP)	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui	Evaluer les risques d'apparition de résistances	Support informatique / internet qui permet d'évaluer les risques d'apparition de résistances à partir des 9 critères de la grille AFPP. Utilise la base de données : phyto.	Conseils sur le travail du sol, la gestion de l'interculture, l'allongement de la rotation
DECID'HERB	Blé, orge, maïs, tournesol, colza / adventices (a court terme, soja, betterave et lin)	En test	INRA, ARVALIS et CETIOM	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Application Web d'aide à la décision tactique pour le choix d'une méthode de lutte contre les mauvaises herbes. Outil composé d'une système expert d'évaluation du risque malherbologique associé à une infestation dans une parcelle donnée, et d'un module de choix multicritère (coût, efficacité, impact environnemental) dans une liste de programmes d'actions potentiels.	L'impact environnemental, l'organisation du travail et le risque d'apparition de résistance font partie des critères de choix en plus de l'efficacité et du coût. A terme, un module de désherbage mécanique pourrait être inclus dans l'outil.
"MÉLANGES"	Céréales / mélange de produits	2003	ARVALIS	Technicien Agriculteur	oui		oui		Outil Internet. Fournit la liste des mélanges de produits phytosanitaires autorisés. Deux possibilités d'entrer dans cet outil : - Savoir si un mélange est autorisé. - Connaître les mélanges possibles à partir d'un ou deux produits. On y retrouve : les mélanges fongicide/fongicide, herbicide/herbicide protéagineux, fongicide/fongicide, herbicide/herbicide et traitement de semences céréales à paille, herbicide/herbicide maïs et maïs doux. Les autres mélanges seront accessibles sur le site Internet d'ARVALIS-Institut du végétal au fur et à mesure de leurs évaluations.	

Crypto-LIS® blé tendre	blé tendre / maladies fongiques	2002	ARVALIS	Technicien Agriculteur	oui		oui		Service en ligne payant. Index interactif pour mieux connaître plus de 100 fongicides et comparer leurs performances . Estimation des risques maladies par région, par parcelle, par variété et la consultation des propositions de programmes. Clés pour ajuster vos programmes en cours de saison. Informations pour mieux connaître les maladies du blé : description, symptômes	Interactif. A ce jour il n'y a pas de modèle qui présente une estimation de l'impact des maladies sur le rendement, utilisable comme un simulateur afin de comparer différentes stratégies. Pas de possibilité d'utiliser les modèles climatiques d'estimation du risque piétin verse et septoriose développés par la PV.
Fongiscopie® blé tendre	Blé tendre/ Complexe parasitaire	2001	ARVALIS	Technicien Agriculteur			oui	Donner les seuils d'interventions fongicides et traiter en fonction des seuils observés	Plaquette plastifiée. Repérer avec précision les stades-clé de la culture pour l'observation des maladies. Evaluer le niveau de développement des maladies et connaître le seuil d'intervention. Outil pédagogique d'aide à la reconnaissance des symptômes	Format de poche plastifié. Permet d'ajuster les traitements aux conditions de développement des maladies sur les parcelles en complément des modèles climatiques
CHOISIR Traitements et interventions de printemps	Blé tendre, blé dur orges/ Complexe parasitaire	Actualisation début octobre chaque année	ARVALIS	Technicien Agriculteur	oui	oui Exemple : Grilles de risque piétin-verse commune avec la PV pour 6 régions	oui		Publication papier : résultats performances produits + élément du raisonnement fongicide + propositions de programmes régionaux	Actualisation chaque année. Résultats nationaux et régionaux commentés au cours de réunions techniciens et agriculteurs
APHI.NET	Céréales / pucerons d'automne	2004	Bayer / INRA	Agriculteur			oui		Logiciel de simulation du risque pucerons d'automne, vecteurs de la Jaunisse Nanisante de l'Orge (JNO), et de raisonnement des traitements insecticides foliaires sur céréales en début de végétation. Estimation à partir des caractéristiques de la parcelle et du % de plantules porteuses de pucerons, fournis par l'agriculteur. Disponible sur extranet.	
Diagno-LIS®	Blé / accident	2002	ARVALIS				oui		Service en ligne payant permettant d'identifier un accident du blé à tous les stades du développement de la culture et consulter les conseils de mise en oeuvre de mesures correctives.	
Culti-LIS®	Blé tendre / variétés	2002	ARVALIS					Choisir une variété de blé	Service en ligne payant permettant de choisir les variétés de blé en fonction d'objectifs de productivité, résistance, précocité...	

D- CRYPTOCHAMP	Blé / Piétin-verse		SYNGENTA					Identification de contamination	Kit de diagnostic PCR (Polymerase Chain Reaction) permettant de diagnostiquer si une parcelle est contaminée par le piétin-verse et d'identifier le type de souches afin de décider de la protection et du choix du fongicide.	
FONGIMETRE	Céréales / maladies cryptogamiques		SYNGENTA	Technicien	oui	oui	oui		Logiciel qui estime les niveaux de risque maladie par maladie, prédit les pertes de rendement potentielles en fonction des caractéristiques agronomiques des parcelles et des pratiques culturales, propose des programmes fongicides : nombre et type de traitements. Il repose sur une base de données de plusieurs milliers de résultats d'essais issus des expérimentations de la Distribution, de l'ITCF, de la Protection des Végétaux et des Chambres d'Agriculture.	
P.H.I.P.S.	Toutes cultures / vivaces		SYNGENTA	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Service en ligne gratuit de diagnostic (P.H.I.P.S. : Positionnement des Herbicides par Identification des Pompes à Sèves) permettant d'identifier, pour une mauvaise herbe donnée, les pompes les plus actives pour mieux positionner et doser l'herbicide. Cette méthode est en cours d'étude sur plusieurs vivaces difficiles	
TOP PIETIN	Blé tendre / piétin verse	1992	DGAL / SDQPV	Technicien Agriculteur			oui		Modèle. Indicateur climatique qui complète les grilles régionales de risques agronomiques	Résultats diffusés par abonnement aux Avertissements Agricoles
SPIROUIL	Blé tendre / rouille	Fin des années 1980	DGAL / SDQPV	Technicien Agriculteur			oui		Modèle Prévision de l'apparition de la rouille brune du blé. Adapté au sud-ouest de la France.	Résultats diffusés par abonnement aux Avertissements Agricoles
PRESEPT	Blé tendre / septoriose	1992	DGAL / SDQPV	Technicien Agriculteur			oui		Modèle Prévision de l'apparition et du développement de la septoriose. Concerne les régions au nord de la France.	Résultats diffusés par abonnement aux Avertissements Agricoles

SATIVUM®	Blé / risques parasitaires	2003	BAYER	Technicien	oui	oui	oui		Logiciel d'évaluation des risques parasitaires du blé, liés à l'historique cultural et à l'environnement de la parcelle. Aide au choix de mesures correctives destinées à réduire les niveaux de risque agronomiques (rotation, les travaux du sol, les variétés) et phytosanitaires (choix des traitements de semences appropriés, de la stratégie fongicide, des modes d'action herbicides, etc.)	
SATIVUM® FUSA	Blé / fusariose épi	2003	BAYER	Technicien	oui	oui	oui		Logiciel d'évaluation du risque fusariose de l'épi dans les parcelles de blé, permettant de diagnostiquer les risques potentiels en <i>Fusarium spp</i> en intégrant l'historique cultural des parcelles, la sensibilité variétale et l'environnement pédo-climatique de la région naturelle. Aide au le choix d'itinéraires culturaux destinés à réduire le niveau de risque fusariose des parcelles.	
Opti'dose F500	Blé / rouille brune		BASF	Agriculteur				Optimiser la dose de F500 à appliquer pour la lutte contre la rouille brune	Plaquette plastifiée permettant de déterminer la dose de F500 à appliquer pour lutter contre la rouille brune du blé en fonction de la région, de la sensibilité de la variété choisie, de la date de semis et de la pression de maladie de l'année.	Impose toujours un traitement quelles que soient la région et l'année.
COLIBRI®	Blé / pucerons des épis	1994 (?)	BAYER	Technicien	oui	oui			Logiciel de simulation de la dynamique des pucerons des épis et de raisonnement des traitements insecticides. Basé sur près de 25 ans d'expérimentations et d'observations sur les pucerons des épis, réalisées dans les laboratoires de zoologie de l'INRA et de l'ENSA de Rennes, ainsi que dans les essais plein champ de Bayer CropScience France.	

- **Oléoprotéagineux**

Outil	Plante/ parasite	date	Origine	utilisateurs	A quoi sert-il ?				Description sommaire	Intérêts/limites
					Choisir un produit	Prendre une décision de traitement	Préparer un programme de traitement	Autre (préciser)		
KIT FLEUR	Colza / Sclérotinia	2003	CETIOM / SRPV	Technicien		oui		Date traitement	Kit de diagnostic basé sur une estimation de la contamination des pétales par le champignon.	Fiable mais lourd à mettre en œuvre.
CUVETTE JAUNE	Colza / Insectes	198 ?	CETIOM	Technicien Agriculteur		oui			Outil (cuvette plastique) permettant d'estimer la présence d'insectes au champ et leur date d'arrivée pour décider de l'opportunité d'une intervention.	Pas de règles de décision validée.
GRILLE PHOMOPSIS	Tournesol Phomopsis	1995	CETIOM	Technicien Agriculteur		oui			Grille « papier » permettant de décider de l'opportunité d'un traitement fongicide en fonction de différentes caractéristiques de la situation culturale (dont la variété). Support papier	Pas de prise en compte du milieu ni de l'état de la culture. Grille bâtie sur un mode additif qui conduit à surestimer les besoins en traitement. Pas de règles de décision validées.
EFFICAL	Adventices	2000	CETIOM	Interne + intranet				Connaissance de l'efficacité des produits	Base de données des références expérimentales	
BROCHURES CULTURES	Oléagineux / tous les parasites	Actualisées chaque année	CETIOM	Technicien Agriculteur	oui			Informations techniques sur la conduite des cultures	Plaquette papier	

• **Cultures industrielles**

Outil	Plante/ parasite	date	Origine	Utilisateurs	A quoi sert-il ?				Description sommaire	Intérêts/limites
					Choisir un produit	Prendre une décision de traitement	Préparer un programme de traitement	Autre (préciser)		
Mildi-LIS®	Pomme de terre / Mildiou	2004	ARVALIS – Institut du végétal	Technicien Agriculteur si abonnement groupe		oui			Service en ligne payant permettant la préconisation d'une stratégie de lutte contre le mildiou à partir des données météo et des calculs d'un modèle épidémiologique.	Convivialité et facilité d'internet. Autonomie des producteurs pour la prise de décision. Réactivité par l'envoi des préconisations par SMS. Economies substantielles. 200 agriculteurs et 15 groupements équipés pour 10000 ha en 2004 (7% de la surface en PdT)
BETSY	Betterave / adventices	Vers 1990	ITB	Technicien Agriculteur	oui		oui	Gérer un programme désherbage, aide aux mélanges	Système de diffusion gratuite par internet de conseils pour le désherbage des betteraves sucrières.	Permet une diminution très significative des doses utilisées par rapport aux doses homologuées. Accès internet
Plaquette « bords de champ »	Betterave / adventices bords de champ	2004	ITB-Syngenta-ONCFS	Technicien Agriculteur				oui	Plaquette d'information sur : - le transfert de pesticides hors parcelles - la gestion de la biodiversité pour réduire la pression parasitaire	Facilite la prise de conscience des enjeux. Initiation.
IPM	Betterave / maladies feuilles (oïdium, cercosporiose, rouille)	En cours de paramétrage pour la version française	Allemagne			oui	oui		Méthode d'appréciation du risque maladies sur feuilles	

- **Vigne**

Outil	Plante/ parasite	date	origine	utilisateurs	A quoi sert-il ?				Description sommaire	Intérêts/limites
					Choisir un produit	Prendre une décision de traitement	Préparer un programme de traitement	Autre (préciser)		
MILVIT	Mildiou	Fin des années 1990	SDQPV	SDQPV				Donner des dates d'intervention en fonction des prévisions de sorties de tache (incubation en cours)	Modèle Modélisation du développement de la phase asexuée du mildiou : date des contaminations et repiquage, durée des cycles, prévision de sorties de taches	Bons résultats sur la phase printanière sur l'ensemble des zones de production à l'exception du midi méditerranéen (modèle Milstop utilisé) Ne renseigne pas sur le niveau d'agressivité du mildiou en début de campagne – information approchée par d'autres voies (modélisation MILSTOP, suivi biologique de labo de la maturation des œufs d'hiver)
MILSTOP	Mildiou	2000	SDQPV	SDQPV				Donner un niveau de risque en sortie d'hiver	Modèle Modélisation de la phase sexuée du mildiou – influence des conditions hivernales sur la conservation et la maturation des œufs d'hiver et sur leur niveau d'"agressivité" en début de campagne	Utilisé uniquement dans les vignobles méditerranéens
POTENTIEL SYSTEME	Mildiou	1991	SESMA	Technicien ITV, CA, Coops d'appro Négoco phyto	Un type de produit	oui			Modèle Fournit un indice de risque en début de saison (EPI) complété par la suite par une fréquence théorique d'attaque. Utilise pluie et température.	Densité inégale du réseau agrométéo. Extrapolation interposte difficile, variabilité parcellaire. Ne décrit pas les durées d'incubation
EVA	Tordeuse (eudemis)	Fin des années 90	SDQPV	SDQPV				Donner des dates d'intervention, selon le produit utilisé (ovicide, larvicide)	Modèle Modélisation du développement de l'Eudemis selon les conditions climatiques : imagos, œufs, larves L1 à L5 et nymphes	Donne satisfaction dans toutes les régions de France. Permet de mieux cibler les dates d'intervention selon le mode d'action du produit (en fonction du stade de développement du ravageur) et de s'affranchir des manipulations lourdes de labo (cages d'élevage) Ne renseigne pas sur la pertinence d'une intervention à la parcelle : utilisation de seuils selon les observations à la parcelle reste indispensable

Modélisation de la cochylys	Tordeuse (cochylys)	2002	SDQPV	SDQPV				Donner des dates d'intervention, selon le produit utilisé (ovicide, larvicide)	Idem EVA	Idem EVA. Utilisé uniquement dans les vignobles de Bourgogne.
ACTIV	Tordeuses	90 ?	ACTA, ITV	Technicien ITV, CA, Coops d'appro Négoco phyto		oui			Modèle Décrit uniquement le déroulement des générations de tordeuses. Permet de fixer les opérations de surveillance et observations. Utilise les sommes de températures. Comparable à EVA	Permet de savoir à quel stade du cycle on se situe mais ne quantifie absolument pas les populations
SOV	Oïdium	En cours de validation	SDQPV	SDQPV				Donner un niveau de risque de l'année en cours par rapport à des années de référence en début de campagne	Modèle	Utilisation limitée aux vignobles méditerranéens : donne une idée précoce du niveau de risque de la campagne, même si 5 à 10% des situations annuelles restent mal classées Ne permet pas une décision à la parcelle, car les facteurs parcellaires restent prépondérant pour cette maladie : doit être complété par des observations de terrain en réseau
POTENTIEL SYSTEME	Oïdium	96	SESMA	Technicien		oui			Modèle Censé fournir date de contaminations et indice global de risques	Intérêt faible du fait du poids de l'historique parcellaire
POTENTIEL SYSTEME	Black-rot	95	SESMA	Technicien ITV, CA, Coops d'appro Négoco phyto	oui	oui			Modèle Détection des contaminations	Correct sur feuilles, moins performant sur grappes
Effets non intentionnels des pesticides	Acariens et typhlodromes	2001	SDQPV, ITV, INRA	Technicien Agriculteur					Plaquette Classification des produits phytosanitaires en fonction de leur toxicité vis-à-vis des typhlodromes	Permet de choisir une spécialité respectueuse des typhlodromes, de nombreux traitements acaricides sont ainsi évités.
Protection raisonnée du vignoble	Tous les parasites	1991	ITV	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Classeur présentant l'ensemble des techniques de raisonnement	A réactualiser !

BULLETINS PHYTO	Tous les parasites	1985	ITV	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Bulletin papier Cadence de parution selon risques 10/15 bulletins par an	Lourd à gérer...
AVERTISSEMENTS AGRICOLES	Tous les parasites		SDQPV	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Bulletins papier (courrier et fax) et électronique Cadence de parution selon risques 10/15 bulletins par an. Certains SRPV assurent une diffusion en ligne via leurs sites.	11188 abonnés en 2004 et repris par les différentes structures de développement
MÉMO PRODUITS	Tous les parasites	1999 ? (nord est) 2002 (façade atlantique)	SDQPV	Technicien Agriculteur	oui				Supplément papier (gratuit) aux Avertissements Agricoles Liste des produits autorisés sur vigne et commercialisés dans les vignobles concernés - 2 éditions : - façade atlantique - nord-est	Format de poche donnant la liste des produits ayant une AMM sur vigne, avec les principales informations nécessaires – outil de terrain
Guide pratique Viticulture raisonnée et environnement	Tous les parasites	Annuel	Ex : CIVC, AREDVI....	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Brochure Fait le point annuellement sur les principaux parasites de la vigne, la réglementation...	Existe dans plusieurs régions viticoles, très utile pour une mise à jour des connaissances pour les viticulteurs et les techniciens.
Référentiels, cahier des charges, chartes	Tous les parasites		CA, les appellations, grande distribution, BNIC, CIVC...	Technicien Agriculteur	oui	oui	oui		Brochure	Existe dans plusieurs régions viticoles, intérêt économique
Coût des fournitures			ITV, CA66	Technicien Agriculteur	oui		oui		Brochure Protection du vignoble, fertilisation, matériel viticole (viticulture / œnologie)	Remise à jour annuelle. Très utile pour calculer des coûts.

• Divers

Outil	Plante/ parasite	date	Origine	utilisateurs	A quoi sert-il ?				Description sommaire	Intérêts/limites
					Choisir un produit	Prendre une décision de traitement	Préparer un programme de traitement	Autre (préciser)		
AVERTISSEMENTS AGRICOLES	Toutes cultures / tout bio-agressaur	1975	SRPV	Technicien Agriculteur		oui	oui		Canal de diffusion des conseils phytosanitaires, sur support papier, fax ou électronique , basés sur un réseau de stations météorologiques, des modèles de prévision épidémiologique, des réseaux d'observations biologiques. Actuellement, 28 modèles (18 couples hôtes/parasites pour les maladies, et 10 couples hôtes/ravageurs).	Outil permettant une surveillance de l'état sanitaire du territoire. 45454 abonnés en 2003 (15000 abonnés "grandes cultures", 11100 abonnés "vigne", 5600 abonnés "arboriculture", 2400 abonnés "légumes").
DÉPLIANT herbicides, fongicides, insecticides,	Céréales, maïs, protéagineux, pommes de terre	Actualisation chaque année	ARVALIS avec le concours du Service de la Protection des Végétaux	Technicien Agriculteur	oui	oui		Document annuel payant qui présente sous forme de tableaux synthétiques, la composition, le mode d'emploi et les efficacités de toutes les spécialités commerciales utilisables. Service en ligne payant pour le dépliant désherbage des céréales en 2006		
ACTIV+® LIMACES	Toutes cultures / limaces		BAYER	Technicien ?		oui	oui	Logiciel d'évaluation du risque limaces à la parcelle sur les cultures de colza, céréales, betteraves sucrières, tournesol et maïs (échelle de 1 à 10) et proposition de la méthode de lutte la plus appropriée au risque calculé (avant, pendant, après le semis de la culture). Repose sur la combinaison de 3 modules indépendants et complémentaires qui permettent de calculer le niveau d'activité des limaces, pour une parcelle donnée : - module agronomique (type de sols, précédent cultural, interculture...) - module climatique - module piégeage optionnel (Bayer CropScience et l'INRA).		
POSITIF®	Nombreuses cultures / risque parasitaire		BAYER	Technicien		oui		Ensemble de modèles informatiques reliés aux stations météo de régions permettant de prévoir l'évolution parasitaire sur différentes cultures : Maladies du blé et de l'orge, Maladies de la vigne et des arbres fruitiers, Ravageurs (tordeuses, limaces...).		

AQUAPLANE®	Toutes cultures	2001	ARVALIS	Technicien	oui		oui	Identifier les risques de pollution diffuse	Support papier ou informatique Fondé sur la démarche de diagnostic du CORPEN. Identification des risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires et propositions de solutions : aménagements (bandes enherbées, zones tampon, damier de culture) agronomie, rotation, travail du sol, changement de période de traitement, changement de produit.	Diagnostic terrain long à mettre en œuvre. Demande des connaissances solides en agronomie et protection des cultures. 120 techniciens et ingénieurs opérationnels.
AQUAVALLEE®	Toutes cultures	2004	ARVALIS et Géosys	ARVALIS et Géosys				Identifier le zonage des surfaces à risque de pollution diffuse et les modes de transfert des pesticides à l'échelle d'un bassin versant ou d'un département	Support papier et informatique Prestation de service Règles de décision de la démarche de diagnostic CORPEN couplées à un SIG	Utilisable uniquement si la pédologie est renseignée. Toutes les autres données d'entrées sont disponibles. Réalisation rapide du diagnostic.

Annexe 2-8. Lettre ouverte des industriels de la protection des plantes (UIPP, 2004)

UIPP, ÊTRE DIGNE DE VOTRE CONFIANCE LETTRE OUVERTE DES INDUSTRIELS DE LA PROTECTION DES PLANTES

Depuis plusieurs semaines, les produits de protection des plantes (insecticides, herbicides, fongicides) font l'objet de nombreuses critiques. Malgré nos tentatives de dialogue, nous nous sommes souvent heurtés à des fins de non recevoir, nos arguments à peine énoncés étant immédiatement jugés irrecevables par nos détracteurs. C'est parce que nous souhaitons mieux nous faire connaître et expliquer notre métier que nous avons décidé de nous adresser directement à vous, consommateurs et citoyens, pour que vous puissiez vous faire votre opinion.

L'industrie de la protection des plantes, au même titre que l'industrie pharmaceutique, est très réglementée en France. Chaque produit, avant d'obtenir son homologation, fait l'objet d'une dizaine d'années d'études – profil toxicologique et écotoxicologique* – et nécessite un investissement global d'environ 200 millions d'euros. Chaque produit doit répondre à des critères très stricts édictés par des organismes connus pour leur rigueur et leur indépendance comme l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé), l'OCDE (Organisation de la Coopération et du Développement Economiques), la Commission Européenne, le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et le Ministère de la Santé qui est chargé en France du respect des règles du Code de Santé Publique.

Avant de donner une Autorisation de Mise sur le Marché, les autorités compétentes doivent avoir acquis la certitude que les produits soumis à leur contrôle, utilisés dans le cadre des bonnes pratiques, n'ont pas d'effets sur la santé humaine et préservent l'environnement. Ce n'est qu'une fois cette étape cruciale et déterminante franchie que les produits peuvent être commercialisés ; mais leur usage doit ensuite, comme pour la plupart des produits contenant des substances chimiques, se faire dans un cadre professionnel et être l'objet de précautions d'utilisation particulièrement strictes. Pour maîtriser les risques, toutes nos entreprises ont mis en oeuvre, en collaboration avec les agriculteurs, des programmes d'accompagnement** et l'ensemble de l'industrie de la protection des plantes travaille sans cesse à l'amélioration de ses produits et de leur bon usage.

Nous sommes des industriels et nous sommes aussi des consommateurs et des citoyens. Nous sommes fiers de travailler pour la protection des cultures car nos produits contribuent à la quantité et à la qualité de notre alimentation ; nos entreprises s'inscrivent dans une démarche constante de progrès et veillent au développement d'une agriculture durable. Les trois objectifs que nous poursuivons forment notre seul devoir : le respect de l'environnement, la protection des utilisateurs, la santé des consommateurs.

* Les études toxicologiques permettent d'identifier les dangers potentiels des produits pour l'homme et les études écotoxicologiques permettent de prévoir le comportement des produits dans les écosystèmes et l'environnement.

** Pour plus d'informations sur les mesures d'accompagnement mises en oeuvre par les industriels de la protection des plantes : <http://www.uipp.org/>

Union des Industries de la Protection des Plantes

Les entreprises adhérentes de l'UIPP sont : • ABP • AGRIPHYT CHIMAC AGRIPHAR • BASF AGRO SAS • BAYER CROPS SCIENCE FRANCE • BELCHIM CROP PROTECTION FRANCE • CALLIOPE S.A • CEREXAGRI S.A • CERTIS • CHEMINOVA AGRO France • COMPAGNIE GENERALE DES INSECTICIDES • DOW AGROSCIENCES S.A • DU PONT DE NEMOURS FRANCE S.A.S • GOEMAR • MAKHTESHIM AGAN France • MONSANTO AGRICULTURE FRANCE S.A.S • NUFARM S.A • PHILAGRO FRANCE • SBM • SIPCAM PHYTEUROP • SYNGENTA AGRO S.A.S • TRADI AGRI S.A.

Chapitre 3

Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques*

Coordinateur du chapitre : Marc Voltz

Auteurs : Anne Alix (INRA), Enrique Barriuso (INRA), Carole Bedos (INRA), Bernard Bonicelli (Cemagref), Thierry Caquet (INRA), Igor Dubus (BRGM), Chantal Gascuel (INRA), Jean-Joël Gril (Cemagref), Marc Voltz (INRA)

* hors santé humaine

Table des matières

3.1. Contamination des milieux et impacts : état des observations disponibles.....	5
3.1.1. Définitions préalables.....	5
3.1.1.1. Pollution et contamination.....	5
3.1.1.2. Seuils de qualité.....	6
3.1.2. Contamination des eaux (douces de surface et souterraines, côtières).....	7
3.1.2.1. Données disponibles.....	7
3.1.2.2. L'état de la contamination.....	10
3.1.2.3. Bilan.....	17
3.1.3. Contamination de l'air.....	18
3.1.3.1. Données disponibles.....	18
3.1.3.2. Etat des lieux de la contamination.....	19
3.1.3.3. Bilan.....	20
3.1.4. Contamination des sols.....	21
3.1.4.1. Programmes de surveillance de la contamination des sols.....	21
3.1.4.2. État des lieux de la contamination.....	22
3.1.4.3. Bilan.....	23
3.1.5. Impacts sur les organismes vivants.....	23
3.1.5.1. Réseaux de surveillance.....	23
3.1.5.2. Intérêts et limites des réseaux de surveillance.....	28
3.1.5.3. Bilan.....	28
3.1.6. Conclusions sur le suivi de la qualité des milieux et des impacts.....	29
3.1.7. Synthèse du 3.1.....	31
3.2. Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement : facteurs majeurs	33
3.2.1. Devenir et transfert à l'échelle parcellaire.....	33
3.2.1.1. Distribution entre compartiments à l'épandage.....	33
3.2.1.2. Rétention-dégradation dans les compartiments.....	35
3.2.1.3. Lessivage foliaire.....	45
3.2.1.4. Volatilisation.....	46
3.2.1.5. Transport par ruissellement et percolation.....	49
3.2.2. Devenir et transfert aux échelles supra-parcellaires.....	52
3.2.2.1. Dispersion atmosphérique (dérive, érosion) et dépôts.....	52
3.2.2.2. Transferts hydrologiques (nappe, ruissellement, aquifère).....	58
3.3. Impacts des pesticides sur les écosystèmes	63
3.3.1. Introduction.....	63
3.3.1.1. Positionnement de la problématique.....	63
3.3.1.2. Démarche retenue pour la synthèse.....	64
3.3.2. Les écosystèmes terrestres.....	65
3.3.2.1. Impact des pesticides sur les organismes du sol.....	66
3.3.2.2. Impacts sur les invertébrés épigés.....	74
3.3.2.3. Impacts sur les vertébrés.....	83
3.3.2.4. Impact sur la flore.....	98
3.3.2.5. Idées essentielles.....	103
3.3.3. Les écosystèmes aquatiques.....	104
3.3.3.1. L'exposition des organismes.....	104
3.3.3.2. Impact sur les producteurs primaires.....	106
3.3.3.3. Impact sur les invertébrés (zooplancton et benthos).....	108
3.3.3.4. Impact sur les poissons.....	114
3.3.3.5. Impact sur les amphibiens.....	117
3.3.3.6. Effets sur les réseaux trophiques.....	119
3.3.3.7. Idées essentielles.....	123
3.4. Méthodes de diagnostic des contaminations et des impacts	124
3.4.1. L'évaluation du risque environnemental dans le cadre des AMM.....	124
3.4.1.1. Le cadre réglementaire.....	124
3.4.1.2. Les objectifs de protection et les outils.....	126
3.4.1.3. Le principe d'évaluation du risque.....	131
3.4.1.4. La prédiction des impacts par l'évaluation du risque au niveau réglementaire.....	135
3.4.1.5. Idées essentielles.....	138

3.4.2. Observations - réseaux de surveillance	139
3.4.2.1. Méthodes physico-chimiques.....	139
3.4.2.2. Approches biologiques.....	144
3.4.2.3. Biosurveillance des effets des pesticides dans les milieux naturels.....	158
3.4.2.4. Détermination des relations de causalité	161
3.4.2.5. Idées essentielles	163
3.4.3. Modélisation des contaminations environnementales et des impacts	165
3.4.3.1. Modélisation du devenir des pesticides dans l'environnement.....	165
3.4.3.2. Modélisation des effets écologiques	173
3.4.4. Indicateurs environnementaux	176
3.4.4.1. Concepts et définitions.....	176
3.4.4.2. Indicateurs environnementaux et pesticides	179
3.4.4.3. Bilan.....	184
3.4.5. Le diagnostic et les indicateurs du CORPEN	185
3.4.5.1. Objectifs	185
3.4.5.2. Le diagnostic.....	185
3.4.5.3. Les indicateurs.....	187
3.4.5.4. Intérêt et faiblesse de cette démarche	187
3.4.5.5. Idées essentielles	188
3.5. Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts	189
3.5.1. Au niveau des techniques d'épandage	189
3.5.1.1. Caractéristiques et formulation des matières actives.....	189
3.5.1.2. Techniques et conditions d'application	190
3.5.1.3. Désherbage localisé	192
3.5.2. Choix de pratiques culturales et Système de Culture.....	192
3.5.2.1. Dates d'épandage en fonction de l'état du milieu	192
3.5.2.2. Techniques d'entretien du sol en cultures annuelles	193
3.5.2.3. Techniques d'entretien du sol en cultures pérennes.....	196
3.5.2.4. Amendements organiques	197
3.5.2.5. Gestion des intercultures	198
3.5.2.6. Stratégies de substitution.....	198
3.5.3. Gestion des éléments du paysage	201
3.5.3.1. Bandes enherbées et boisées	201
3.5.3.2. Haies.....	204
3.5.3.3. Fossés	206
3.5.3.4. Drainage enterré.....	208
3.5.3.5. Zones humides	211
3.5.3.6. Gestion des bords de champ et zones non traitées (ZNT).....	212
3.5.3.7. Répartition spatiale des cultures.....	214
3.6. Conclusions du chapitre 3.....	215
3.6.1. Quelques éléments essentiels à retenir sur les processus de contamination des milieux naturels par les produits phytosanitaires et sur les impacts sur l'environnement	215
3.6.2. Méthodes de diagnostic des contaminations et impacts : potentiels et limites	216
3.6.3. Actions de correction et réduction des transferts : possibilités et limites.....	218

Références bibliographiques

Introduction

Dans ce chapitre, nous examinons l'état des connaissances scientifiques internationales concernant l'origine, le transfert et l'impact des produits phytosanitaires dans l'environnement. A travers cette synthèse, nous visons à repérer des réponses ou éléments de réponses à plusieurs questions posées par la lettre de cadrage de l'expertise. Ces questions peuvent être précisées et réparties dans deux grands thèmes, transversaux aux 5 rubriques de cette lettre.

Méthodes de diagnostic des contaminations et impacts

Quels sont les compartiments (eau, sol, air) sur lesquels orienter le diagnostic ?

Quels sont les méthodes pertinentes et disponibles, notamment les indicateurs, permettant de diagnostiquer les contaminations et les impacts ?

Comment articuler les différentes échelles spatiales auxquelles se posent les problèmes, se réalise le diagnostic et s'organise l'action pour réduire les impacts ?

Quelles méthodes de suivi des impacts environnementaux des programmes d'action peuvent être mises en œuvre et existe-t-il des indicateurs précoces de leur efficacité environnementale ?

Actions de correction et réduction des transferts

Quelles pratiques agricoles peuvent limiter la diffusion des pesticides vers l'environnement ? Quels aménagements de l'espace rural sont aptes à limiter les flux de pesticides et à en ralentir les cinétiques ?

Quels sont les freins techniques à l'adoption de ces pratiques et aménagements correctifs ?

Le chapitre aborde 5 thèmes de connaissances qui sont à la base des réponses potentielles aux questions qui précèdent :

L'état des lieux en termes d'observations de la contamination des milieux et des impacts, mais aussi de dispositifs de surveillance existants ;

L'analyse de facteurs majeurs contrôlant la diffusion des produits dans l'environnement afin d'identifier et hiérarchiser les voies de transfert principales et repérer les leviers de régulation potentiels ;

La synthèse des connaissances concernant les mécanismes d'impact sur les écosystèmes ;

Le bilan et l'évaluation des méthodes, existantes ou en développement, de diagnostic des contaminations et impacts ;

L'analyse des actions potentielles de réduction des transferts, de leur faisabilité et de leurs résultats.

3.1. Contamination des milieux et impacts : état des observations disponibles

Cette présentation est avant tout consacrée à la situation en France, avec une mise en perspective au niveau européen. Des informations concernant d'autres régions du monde (États-Unis, Canada) existent (voir par exemple Kolpin *et al.*, 2000 ; Battaglin *et al.*, 2003), mais leur pertinence par rapport au contexte français et européen est limitée (différences de conditions environnementales et de pratiques agricoles, substances actives différentes, etc.). Elles ne seront donc pas présentées ici.

3.1.1. Définitions préalables

3.1.1.1. Pollution et contamination

Les définitions des termes *pollution* et *contamination* sont nombreuses mais elles convergent toutes vers les notions présentées ci-dessous.

Le terme pollution désigne "l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier. La contamination atteint un niveau seuil où elle produit des dommages, des déséquilibres ou des effets nocifs et interfère avec le bien-être des organismes vivants" (Directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000).

Le terme contamination désigne "la présence anormale de substances, de micro-organismes, d'objets, ou d'êtres vivants. Cette notion s'applique historiquement et dans l'ordre aux micro-organismes, puis aux substances radioactives" (BRGM, 2000).

Selon la définition du terme *pollution*, la présence de substances est considérée comme polluante si elle atteint un seuil pour lequel des dommages sont susceptibles de se produire. Le *Dictionnaire raisonné de biologie* (Morère & Pujol, 2003), reprend cette notion en définissant une pollution comme une "altération que subit la biosphère, en particulier d'ordre chimique et physique, et qui engendre des déséquilibres du fonctionnement à tous les niveaux". Cette prise en compte des impacts permet d'inclure dans les pollutions la présence de substances naturelles qui ne posent pas de problèmes aux niveaux naturels de concentration, mais qui en posent aux niveaux de concentrations engendrés par l'activité humaine. Le caractère normal ou anormal de leur présence, de même que le caractère évitable ou inévitable de cette présence n'entrent pas en ligne de compte.

La définition du terme *contamination* fait intervenir la notion de normalité de la présence de substances dans un milieu donné. En revanche, ce terme n'intègre pas la manifestation d'effets potentiels liés à cette présence.

Cette distinction est importante dans le cas des pesticides. Ces produits sont en effet destinés à être utilisés pour débarrasser les cultures d'organismes nuisibles, et donc à être épandus sur ces cultures. Ces substances n'étant pas pour la plupart d'entre elles d'origine naturelle mais issues de la synthèse chimique, leur présence sur le sol et les végétaux des zones agricoles correspond formellement à une contamination. Il s'agit toutefois d'une contamination attendue et volontaire pour le sol et les végétaux, au contraire des milieux aquatiques, qu'ils soient de surface ou souterrains, ou des milieux atmosphériques pour lesquels la contamination est secondaire et involontaire (en faisant abstraction des usages non agricoles des pesticides tels que par exemple le désherbage des milieux aquatiques ou bien la lutte contre les moustiques). Cette contamination ne peut toutefois pas être assimilée à une pollution. Cette dernière ne sera effective que si l'existence d'une toxicité intrinsèque des pesticides épandus, combinée à un certain niveau de concentration et de persistance dans le milieu récepteur, produit le dépassement d'un seuil d'effets pour les organismes ou les fonctions non visés.

3.1.1.2. Seuils de qualité

Sur le plan réglementaire, seules les eaux, de surface ou souterraines font l'objet de contrôles de la présence de pesticides avec des normes de qualité. Hamilton *et al.* (2003) ont publié récemment une revue des différentes stratégies mises en œuvre pour la définition des seuils réglementaires de la contamination des eaux par les pesticides. Dans la suite de ce document, seule la démarche appliquée au sein de l'Union Européenne sera abordée.

Pour les eaux de surface, l'objectif est en principe de ne pas dépasser des seuils sans effets pour les organismes aquatiques, établis par des PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) ou CPSE (Concentration Prévisible Sans Effet) définies pour chaque substance sur la base des données d'écotoxicité disponibles. Des seuils ont ainsi été définis pour 72 substances dans le Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau développé en France (SEQ-Eau ; Agences de l'Eau, 2000). De nouveaux seuils sont en cours d'élaboration dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau.

Le Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 (relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles) stipule que l'utilisation des eaux douces superficielles pour la production d'eau destinée à la consommation humaine est subordonnée à la mise en œuvre de procédés de traitement différents selon que ces eaux sont classées en :

- groupe A1 : traitement physique simple et désinfection ;
- groupe A2 : traitement normal physique, chimique et désinfection ;
- groupe A3 : traitement physique et chimique poussé, opérations d'affinage et de désinfection.

Les seuils pour les pesticides sont identiques en ce qui concerne les groupes A1 et A2 (0,1 µg/l par substance individualisée – sauf l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore époxyde pour lesquels la valeur seuil est de 0,03 µg/l – et 0,5 µg/l pour la somme des pesticides). Les valeurs à ne pas dépasser pour le groupe A3 sont de 2 µg/l par substance individualisée et de 5 µg/l pour la somme des pesticides.

En ce qui concerne la potabilité de l'eau de distribution, le Décret précise que les eaux destinées à la consommation humaine doivent respecter des valeurs inférieures ou égales aux limites de qualité suivantes :

- concentration inférieure ou égale à 0,1 µg/l pour chaque pesticide individualisé, détecté et quantifié, sauf en ce qui concerne l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore époxyde pour lesquels la valeur seuil est de 0,03 µg/l ;
- concentration inférieure ou égale à 0,50 µg/l pour la somme des pesticides, c'est à dire la somme de tous les pesticides individualisés, détectés et quantifiés. Il est important de noter que ces seuils incluent également les produits de dégradation ou métabolites des substances actives.

En ce qui concerne les précipitations, Majewski & Capel (1995) indiquent qu'en l'absence de seuils spécifiques, les concentrations mesurées dans les eaux de pluie sont souvent comparées avec les seuils indiqués pour l'eau de boisson.

Il y a de nombreuses lacunes en ce qui concerne les effets toxiques des pesticides par inhalation. Il existe des données sur la toxicité aiguë des substances actives par inhalation obtenues sur des rongeurs lors de tests de laboratoire (<http://www.inra.fr/agritox/>), mais jusqu'à présent aucun seuil réglementaire n'a été défini en ce qui concerne les pesticides dans l'air. De même, les études sur le risque sanitaire associé à l'exposition des populations humaines aux pesticides via l'atmosphère sont peu nombreuses (Lee *et al.*, 2002). Des calculs du type "masse de composé inhalée (calculée à partir d'un volume respiratoire donné et une concentration dans l'air observée)" comparé à une masse ingérée par l'eau de boisson (en considérant un volume d'eau moyen bu) semblent indiquer que les quantités qui pénètrent dans l'organisme par ces deux voies sont parfois du même ordre de grandeur (Millet *et al.*, 1997). Cependant, la concentration en pesticides dans l'air est le plus souvent de l'ordre du µg/m³ (ng/l), voire moins (parfois de l'ordre de quelques ng/m³ ou même moins) donc très inférieure à des concentrations exerçant une toxicité aiguë (mortalité) sur les vertébrés (en général le rat) (Tomlin, 1994, *in* Unsworth *et al.*, 1999).

Van Straalen & van Gestel (1999) notent qu'à l'heure actuelle aucune estimation du risque n'est réalisée pour l'air et ils relèvent un manque d'étude sur l'impact des pesticides sur des écosystèmes caractéristiques des régions éloignées de celles habituellement prises en compte dans les procédures d'évaluation du risque, alors que leur vulnérabilité peut être différente. Des effets de composés organochlorés ont parfois été observés sur certains des composants de ces écosystèmes (oiseaux, ours...) mais il y a un manque de connaissance sur les pesticides "modernes" (van Straalen & van Gestel, 1999).

La fixation de seuils "universels", valables pour toutes les substances indépendamment de leur toxicité, si elle peut paraître obsolète dans le contexte actuel d'une évaluation de risques réalisée au contraire produit par produit, peut néanmoins se justifier :

elle rejoint l'idée de "normalité" associée à la présence de substances dans des milieux dans la définition de pollution.

il paraît difficile de justifier la présence d'une substance à des concentrations élevées dans des eaux de surface ou souterraines, même si elle est évaluée comme non toxique et si le risque est faible (tout en sachant par ailleurs que la connaissance des effets de ces substances prises individuellement ou plus encore en mélange n'est pas exhaustive).

Dans ce contexte, l'idée d'un seuil s'impose d'elle-même et la valeur retenue peut dès lors reposer sur des critères indépendants de l'évaluation des risques, comme par exemple des niveaux de concentration en deçà desquels il est impossible de descendre sans changer les pratiques à grande échelle, ou comme les performances des méthodes analytiques.

3.1.2. Contamination des eaux (douces de surface et souterraines, côtières)

3.1.2.1. Données disponibles

Le premier état national relatif à la présence de pesticides dans les eaux en France a été réalisé par l'Institut Français de l'Environnement (IFEN) en 1998 (IFEN, 1998). Depuis, cet état est actualisé chaque année, avec un décalage entre la date d'acquisition des données et la publication de la synthèse correspondante. C'est ainsi que le dernier bilan annuel, publié en 2004, concerne les données acquises en 2002 (IFEN, 2004).

Les données qui sont compilées sont fournies à l'IFEN par des réseaux de suivi gérés par des acteurs très variés : agences de l'Eau, Directions Régionales de l'Environnement (DIREN), Direction Générale de la Santé – qui collecte les données des Directions Départementales de l'Action Sanitaire et sociale (DDASS) –, producteurs d'eau, Directions Régionales de l'Agriculture et de la Forêt – Services Régionaux de la Protection des Végétaux (DRAF-SRPV), Conseils Généraux, etc. Ces structures mettent en œuvre des stratégies de surveillance adaptées à leurs besoins (nombre et implantation des points d'observation, fréquence et période de prélèvement, substances recherchées, méthodes d'analyse, etc.), mais pas nécessairement à l'acquisition des données nécessaires à la connaissance objective de l'état de contamination des eaux douces françaises.

Le Tableau 3.1-1 résume les principales caractéristiques de ces réseaux de suivi pour l'année 2002. Le déploiement du RNES (Réseau National des Eaux Souterraines) et le développement des réseaux régionaux "phyto" sous l'impulsion conjointe des ministères chargés de l'Agriculture et de l'Ecologie ont permis d'accroître de façon sensible le nombre de points d'observation (Fig. 3.1-1) et d'améliorer la couverture du territoire (Fig. 3.1-2), même si celle-ci n'est pas exhaustive.

Le nombre total de molécules recherchées est en constante augmentation (408 pour les eaux superficielles et 373 pour les eaux souterraines en 2002) mais cette diversité masque de très fortes disparités entre points d'observation, qui dépendent de nombreux facteurs (méthodes employées, moyens financiers, objectifs de la surveillance, etc.).

Tableau 3.1-1. Principales caractéristiques des réseaux de suivi dont les données ont été compilées par l'IFEN pour 2002 (d'après IFEN, 2004).

	Réseaux nationaux (RNB – RNES)	Réseaux d'usage "Eau potable"	Réseaux locaux
Emplacement des points d'observation	Eaux de surface : points situés surtout sur les grands cours d'eau Eaux souterraines : points répartis sur l'ensemble des grands types d'aquifères	Captages où est prélevée la ressource destinée à la consommation ¹	Généralement situés là où la contamination est susceptible d'être importante
Fréquence de prélèvement	Eaux de surface : 6 à 17 prélèvements/station/an Eaux souterraines : 2 à 4 prélèvements/station/an	Dépend de la population desservie. Augmentée en cas de contamination. Eaux de surface : 3 à 17 prélèvements/station/an Eaux souterraines : 2 à 4 prélèvements/station/an	Resserrée autour de la période d'application des produits. Eaux de surface : 2 à 24 prélèvements/station/an Eaux souterraines : 2 à 8 prélèvements/station/an
Nombre de stations	Eaux de surface : 491 Eaux souterraines : 1014	Eaux de surface : 841 Eaux souterraines : 2604	Eaux de surface : 616 Eaux souterraines : 255

¹ Les captages fortement contaminés sont exclus des sources d'approvisionnement et ne figurent donc pas dans l'analyse.

L'analyse des données fait appel à la comparaison par rapport à des seuils de qualité, qui sont différents selon le type d'eau analysée (voir plus haut), et le plus souvent les résultats sont exprimés en fréquence de dépassement de ces seuils.

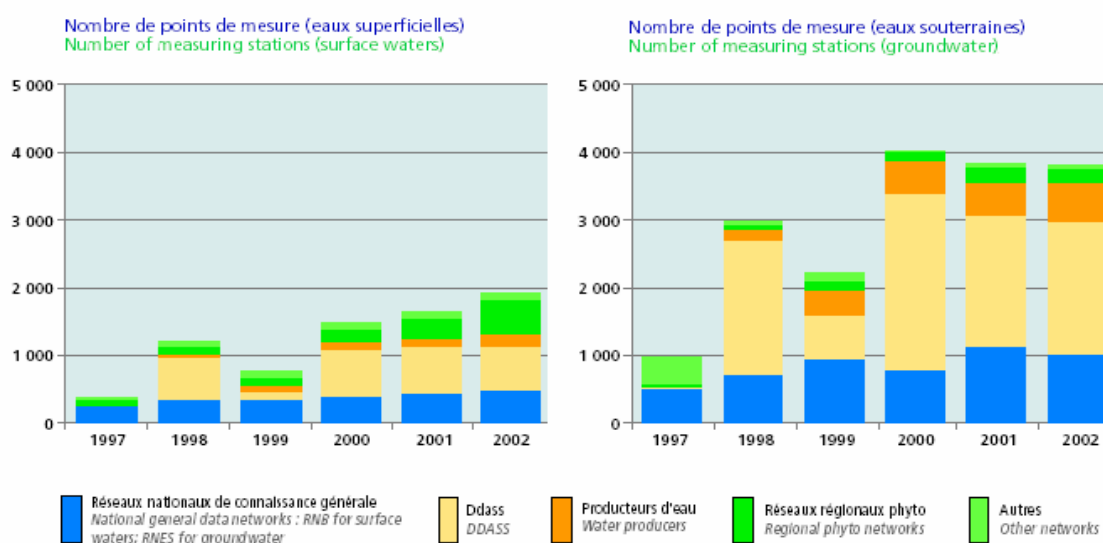


Figure 3.1-1. Évolutions au cours du temps du nombre de points d'observation de la contamination des eaux superficielles et souterraines inclus dans la base Sysiphe de l'IFEN (IFEN, 2004).

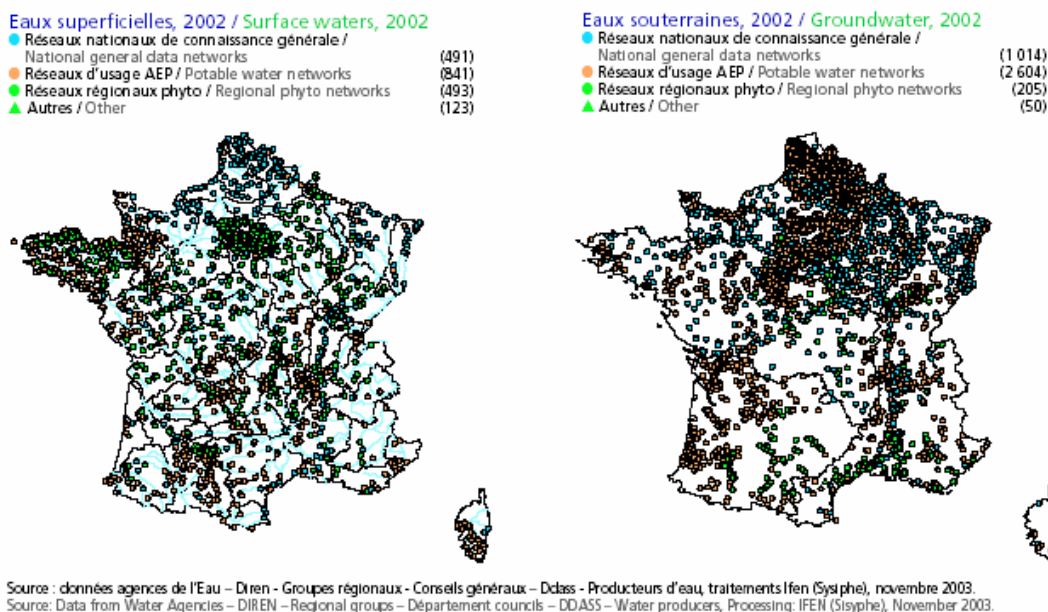


Figure 3.1-2. Répartition spatiale des points d'observation de la contamination des eaux superficielles et souterraines inclus dans la base Sysiphe de l'IFEN (IFEN, 2004).

A ces données "institutionnelles" de surveillance de la qualité des eaux s'ajoutent celles qui peuvent être trouvées dans les publications scientifiques et les rapports rédigés pour les bailleurs de fonds institutionnels (MEDD, MAP, Europe...). Toutefois, ces données sont très dispersées et surtout trop ponctuelles pour permettre de dresser un bilan de la contamination des milieux.

En ce qui concerne les eaux littorales, la surveillance de la contamination par les pesticides s'inscrit dans le cadre du fonctionnement du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), créé en 1974 par le Ministère chargé de l'Environnement et géré par l'Ifremer. Afin de pallier les problèmes de représentativité spatiale et temporelle des échantillons d'eau destinés à l'analyse des contaminants, la surveillance de la contamination chimique de l'environnement littoral porte en priorité sur des mollusques bivalves, moules et huîtres, utilisés comme espèces sentinelles. Environ 90 points de prélèvement (dont 8 dans les DOM) sont échantillonnés. Parmi les différents micropolluants analysés figurent divers composés organochlorés dont certains sont des pesticides ou des dérivés de pesticides dont l'utilisation en agriculture n'est plus autorisée en France à l'heure actuelle : DDT (et ses dérivés DDD et DDE), lindane (isomère gamma de l'hexachlorocyclohexane – γ -HCH) et isomère alpha de l'HCH.

La mise en œuvre de la partie "pesticides" de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en milieu marin soulève diverses difficultés, notamment méthodologiques. La liste des 33 substances (ou groupes de substances) considérées comme prioritaires comporte un certain nombre de pesticides (10 substances actives) dont un seul (lindane) est recherché dans le cadre des analyses réalisées par le RNO. A l'heure actuelle, les questions du choix de la matrice à analyser et de la stratégie de surveillance ne sont pas résolues pour les pesticides les plus hydrophiles (7 des 10 pesticides figurant dans la liste). Un groupe de travail Ifremer consacré aux produits phytosanitaires devrait prochainement rendre ses conclusions à ce propos (Marchand *et al.*, 2004).

Il existe d'autres réseaux de surveillance de l'environnement marin, notamment celui mis en place sous la responsabilité conjointe du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) et des Commissions d'Oslo et de Paris (OSPARCOM) pour la surveillance de la mer du Nord (*North Sea Task Force*), mais les substances recherchées sont plutôt d'origine industrielle (hydrocarbures aromatiques polycycliques, polychlorobiphényles ; voir par exemple *North Sea Task Force*, 1993 ; Burgeot & Galgani, 1998).

Au niveau européen, les efforts visant à la production d'une information représentative à partir des données collectées dans de nombreux réseaux de mesures se sont particulièrement accrus depuis la

création en 1993 de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE). Les exigences de comparabilité entre États et d'évaluation environnementale ont conduit les experts à engager des démarches scientifiquement fondées visant à produire une information pertinente, opportune et représentative, synthétisée sous la forme d'indicateurs environnementaux. Dans le domaine des eaux continentales, l'AEE a chargé le Centre Thématique Européen des Eaux Continentales (CTE/EC) de définir et de mettre en œuvre des réseaux européens de suivi des eaux continentales (eaux de surface et eaux souterraines, en terme de qualité et de quantité). Ces réseaux, désignés collectivement par le nom d'Eurowaternet, devront permettre une évaluation objective, fiable et actualisée de l'état des eaux continentales en Europe. Parmi les indicateurs environnementaux de l'AEE concernant la contamination des eaux par les pesticides figurent notamment les indicateurs "*Pesticides in groundwater*" (WHS1a), "*Hazardous substances in rivers*" (WHS2), "*Loads of hazardous substances to coastal waters*" (WHS7) et "*Drinking water quality*" (WEU10).

3.1.2.2. L'état de la contamination

Eaux douces

L'IFEN collecte annuellement plusieurs milliers de données relatives à la contamination des eaux douces par les pesticides. Réaliser la synthèse de ces données est une gageure car les jeux de données correspondants sont très hétérogènes, tant du point de vue quantitatif que qualitatif, notamment en terme de :

- fréquence d'échantillonnage,
- méthodes de prélèvement (échantillonnage asservi ou non au débit par exemple),
- nature des échantillons analysés (ponctuels ou moyennés sur une certaine durée),
- performances des méthodes d'analyse, avec notamment des seuils de quantification très variables, y compris pour une même substance active (de 0,002 à 0,1 µg/l, voire davantage, selon les substances, les méthodes et les laboratoires).

Il est de ce fait difficile de donner des valeurs chiffrées de la concentration des pesticides dans les eaux douces qui aient un sens, y compris lorsqu'il s'agit de fournir un ordre de grandeur de cette contamination. A titre d'exemple, nous avons choisi de présenter des résultats obtenus dans la première région agricole de France, la Bretagne où 75% de l'eau de consommation distribuée est fournie par le traitement d'eaux de surface collectées au niveau de prises d'eau en rivière, au travers de deux jeux de données, l'un produit par la Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection des Eaux contre les Pesticides (CORPEP), l'autre provenant des bases de données de l'Institut d'Aménagement de la Vilaine (IAV).

La CORPEP a publié en 2004 une étude portant sur l'analyse de la contamination de huit cours d'eau bretons en 2001 et 2002 (CORPEP, 2004). Les prélèvements d'échantillons ont été réalisés en période d'accroissement des débits provoqué par une pluviométrie cumulée sur 24 h d'au moins 10 mm. En 2001, sur les 85 substances recherchées, 32 ont été détectées au moins une fois, dont 19 à des concentrations supérieures à 0,1 µg/l. Des mélanges de substances (3 à 18 substances différentes) étaient présents dans tous les échantillons analysés. Il s'agissait pour l'essentiel d'herbicides et de fongicides utilisés sur céréales et d'herbicides et d'insecticides employés sur maïs. Les valeurs médiane et maximale de la concentration cumulée des différentes substances étaient respectivement de 3,3 et 6,7 µg/l. En 2002, sur les 136 substances différentes recherchées, 38 ont été plus ou moins fréquemment détectées, dont 25 à des concentrations supérieures à 0,1 µg/l et 11 à des concentrations supérieures à 0,5 µg/l. En moyenne, 9 substances ont été détectées simultanément dans les échantillons. Dans 75% des échantillons la concentration cumulée dépassait 0,5 µg/l, 6% présentant une concentration cumulée supérieure à 5 µg/l. Les substances les plus fréquemment quantifiées (fréquence > 50%) en 2002 étaient, par ordre décroissant, l'atrazine, le glyphosate, le diuron, l'isoproturon, le triclopyr et la bentazone.

L'IAV assure la gestion technique et administrative de l'usine de potabilisation de Férel, située à l'exutoire du plus grand bassin versant de Bretagne, celui de la Vilaine (10 400 km²). La figure 3.1-3 présente les distributions entre 1998 et 2003 des valeurs des concentrations des quatre substances

actives les plus fréquemment quantifiées au niveau de cette usine. Les substances les plus fréquemment détectées (atrazine et ses métabolites, diuron, isoproturon) sont en partie les mêmes que celles identifiées par la CORPEP. Le glyphosate, le triclopyr et la bentazone ne sont pas recherchés sur ce site, ce qui explique l'absence de résultats pour ces substances. Les fréquences annuelles des dépassements des seuils de qualité de 0,1 µg/l par substance et de 0,5 µg/l pour le cumul des substances sont en diminution constantes depuis 1998 mais la situation reste néanmoins préoccupante, avec respectivement 45% et 28% environ de dépassements des seuils de 0,1 et 0,5 µg/l en 2003.

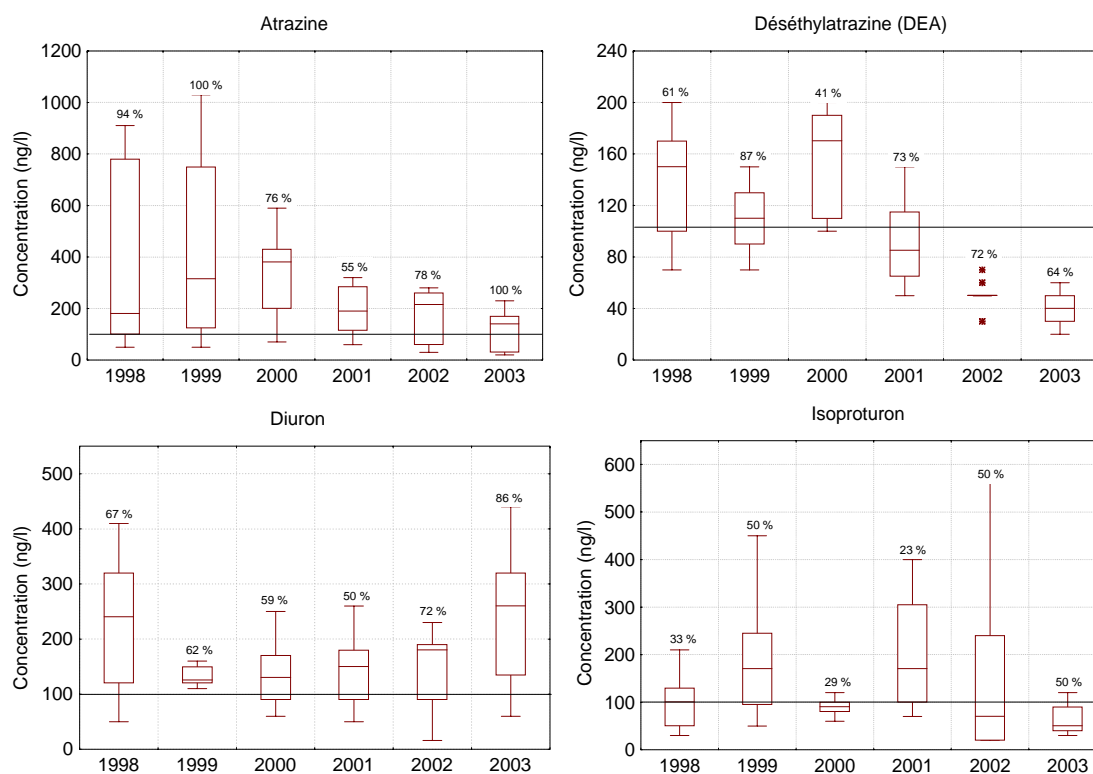


Figure 3.1-3. Distribution des concentrations en atrazine, déséthylatrazine, diuron et isoproturon mesurées dans l'eau de la Vilaine au niveau de l'usine de potabilisation de Férel (Morbihan) Les pourcentages au dessus des boîtes indiquent la fréquence annuelle de quantification, d'après les données de l'Institut d'Aménagement de la Vilaine.

La comparaison de ces deux jeux de données est délicate du fait des différences importantes dans les stratégies mises en œuvre (liste des substances recherchées, méthodes d'analyse, protocoles d'échantillonnage, etc.), illustrant la difficulté qu'il y a à synthétiser les informations en matière de contamination des eaux par les pesticides. Leur analyse permet néanmoins de constater que l'évolution temporelle de la contamination par les substances mobiles telles que l'atrazine reflète assez bien les usages à l'échelle du bassin versant et qu'elle réagit relativement rapidement aux changements de pratiques (diminution des doses, puis interdiction d'usage). Par ailleurs à l'échelle régionale, la gamme des substances détectées et leur classement par fréquence de détection semble peu sensible à l'échelle spatiale d'analyse, tout au moins en ce qui concerne les substances à caractère "généraliste" (herbicides à large spectre par exemple).

Au niveau national en 2002, la qualité de l'eau par rapport à l'altération "pesticides" (telle que définie dans le SEQ-Eau) était considérée comme "bonne" ou "très bonne" dans environ 53% des 624 points d'observation de la qualité des cours d'eau pour lesquels des données interprétables étaient disponibles (données du RNB et de quelques groupes régionaux ; Fig. 3.1-4 ; IFEN, 2004). L'analyse des résultats indique l'existence d'une contamination préoccupante dans une cinquantaine de points (8,4% du total des points d'observation ; présence notamment d'aminotriazole, d'atrazine, de diuron, de glyphosate et d'isoproturon). En ce qui concerne les captages d'eaux superficielles destinées à la production d'eau

potable, 67% des stations dans lesquelles des pesticides ont été détectés de façon quantifiable présentaient au moins un dépassement du seuil de 0,1 µg/l (ou de 0,5 µg/l pour le total des substances) dans l'année. Les valeurs maximales relevées en 2002 étaient comprises entre 2 et 11 µg/l (IFEN, 2004). Des concentrations de pesticides ont pu être quantifiées dans 60 % des points de surveillance de la qualité des eaux souterraines. Les pesticides présentant les concentrations les plus élevées (au point parfois même d'excéder les normes réglementaires des eaux destinées à la potabilisation) étaient les urées substituées (isoproturon, chlortoluron, diuron), le glyphosate et les triazines.

Les données obtenues dans les DOM montrent la présence en Martinique de composés organochlorés aujourd'hui interdits mais autrefois utilisés dans les bananeraies (chlordécone, β-HCH), d'herbicides (bromacil, triazines) et de fongicides (bitertanol). La situation est relativement comparable en Guadeloupe en ce qui concerne les pesticides organochlorés (de la dieldrine y a aussi été détectée). A la Réunion, les substances retrouvées sont essentiellement des triazines et parfois du diuron et du chlorpyrifos. Les analyses réalisées en Guyane en 2000 et 2001 n'ont pas mis en évidence de contamination quantifiable par les substances recherchées (IFEN, 2004).

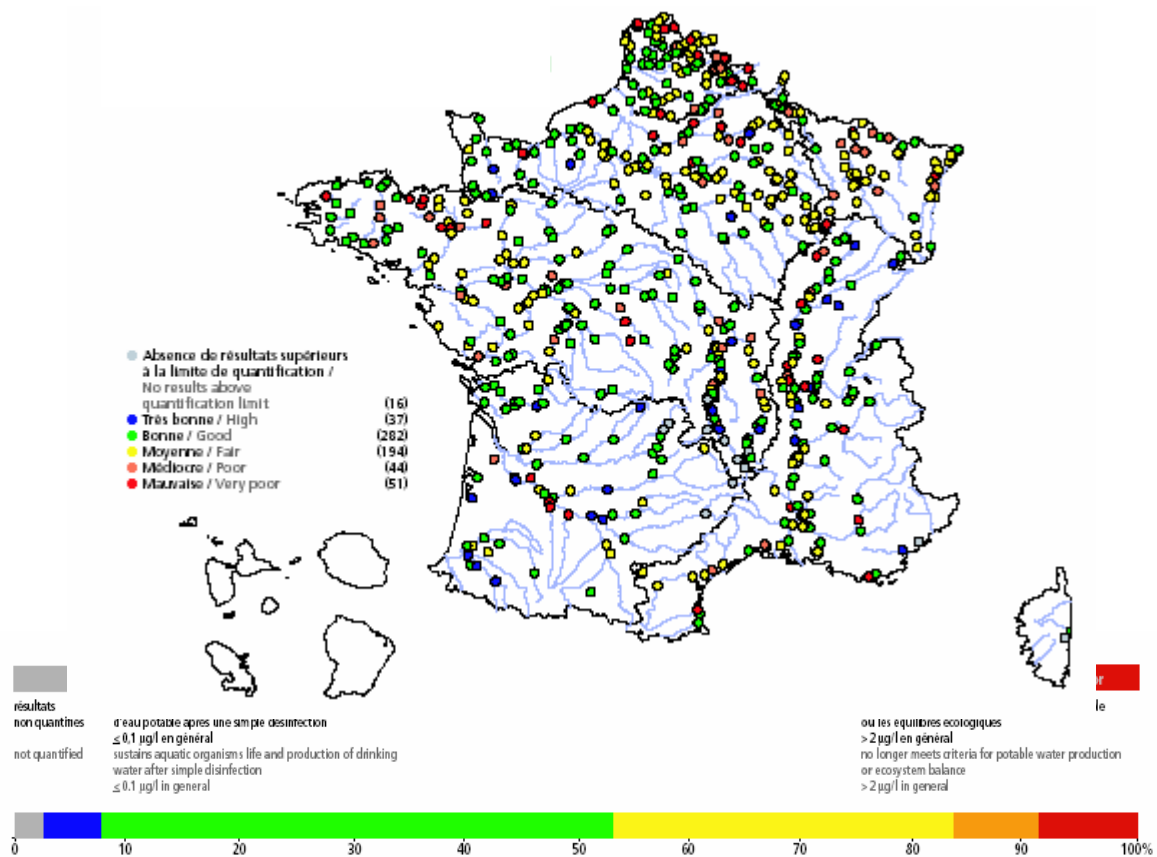


Figure 3.1-4. Carte de la qualité des cours d'eau en 2002 par rapport à la concentration en pesticides, établie à partir des données du Réseau National de Bassin et éléments d'interprétation du code de couleur symbolisant la qualité de l'eau par rapport à l'altération "pesticides" (au sens du SEQ-Eau ; d'après IFEN, 2004).

Compte tenu de l'hétérogénéité intrinsèque des données collectées par l'IFEN, il est très difficile de dégager des tendances temporelles ou spatiales de la contamination des eaux douces par les pesticides. A titre indicatif, les figures 3.1-5 et 3.1-6 présentent la liste des principales substances détectées en 1997-98, 2000, 2001 et 2002, tous réseaux confondus, respectivement dans les eaux superficielles et dans les eaux souterraines. Les substances les plus fréquemment détectées sont des herbicides du groupe des triazines (et certains de leurs produits de dégradation), des urées substituées, le glyphosate et son principal produit de dégradation, l'AMPA (acide aminométhylphosphonique).

Dans son rapport publié en 2004, l'IFEN a tenté d'analyser les tendances depuis 1997 de la contamination des eaux de rivière suivies dans 108 stations du Réseau National de Bassin (RNB). En dépit de nombreuses limites (évolution de la limite de quantification, variation du nombre de

prélèvements annuels, etc.), cette analyse a permis de mettre en évidence une décroissance de la fréquence de détection pour le lindane et la simazine (Fig. 3.1-7).

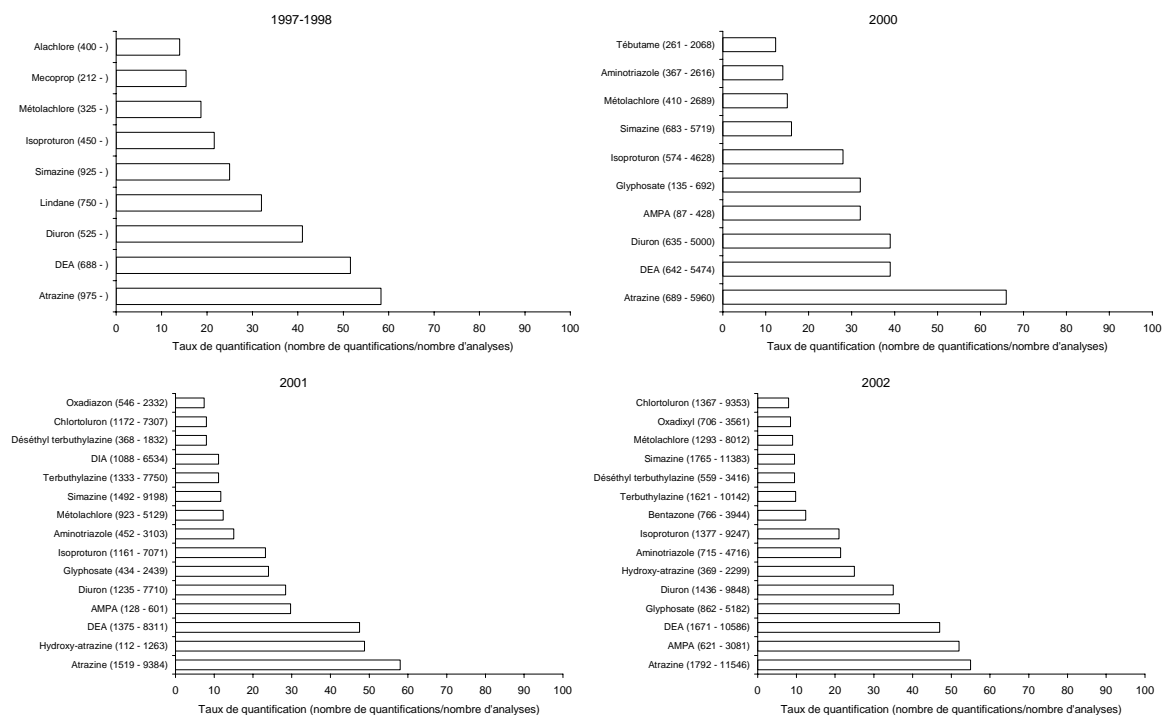


Figure 3.1-5. Principales substances actives quantifiées dans les eaux superficielles en France en 1997-1998, 2000, 2001 et 2002 (d'après IFEN, 2000, 2002, 2003, 2004).

Le premier nombre entre parenthèses correspond au nombre de points d'observation dans lesquels la substance a été recherchée ; le second correspond au nombre d'analyses réalisées.

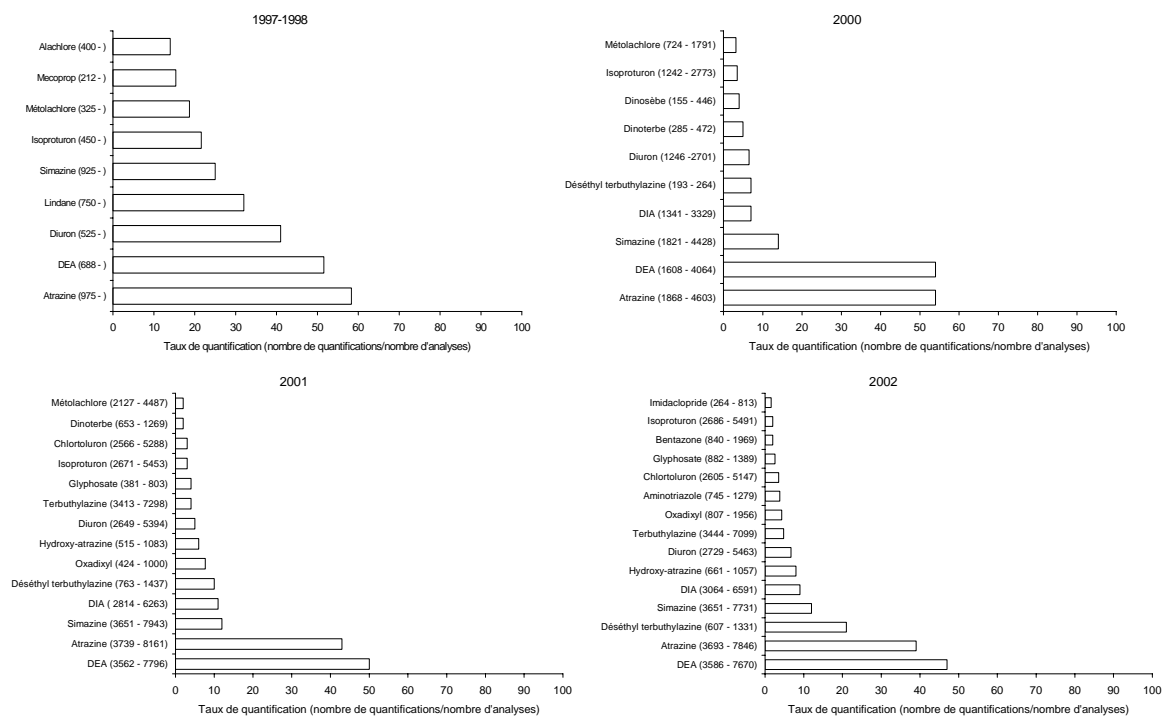


Figure 3.1-6. Principales substances actives quantifiées dans les eaux souterraines en France en 1997-1998, 2000, 2001 et 2002 (d'après IFEN, 2000, 2002, 2003, 2004).

Le premier nombre entre parenthèses correspond au nombre de points d'observation dans lesquels la substance a été recherchée ; le second correspond au nombre d'analyses réalisées.

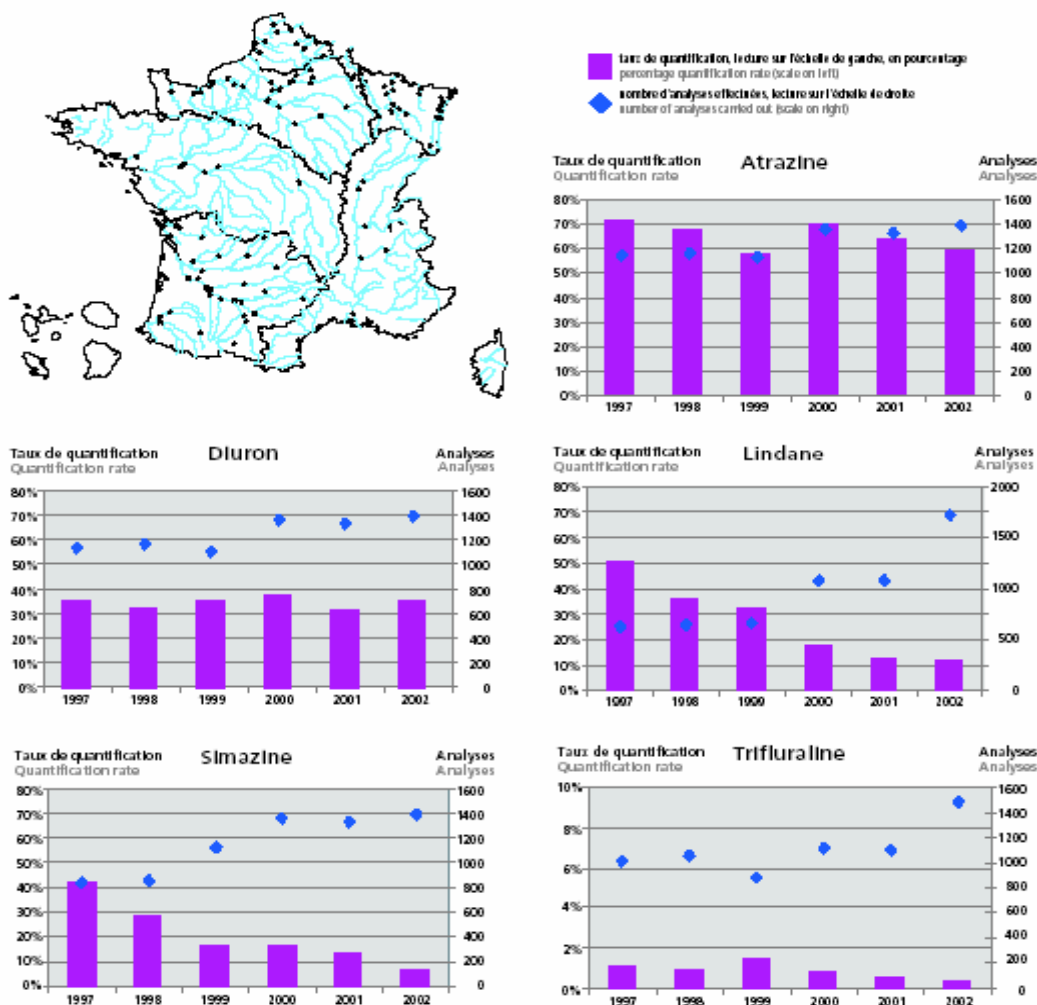


Figure 3.1-7. Évolution au cours du temps de la présence de quelques substances actives dans un échantillon de 108 points du Réseau National de Bassin (Taux de quantification et nombre d'analyses réalisées par an ; IFEN, 2004).

L'effort d'analyse de la présence de pesticides dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines est très inégal entre les différents pays d'Europe (EEA, 2004a, 2004b). Le constat de l'AEE est que des pesticides se retrouvent dans les eaux de surface et les eaux souterraines à des concentrations susceptibles de poser problème pour la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, ou pour les organismes aquatiques. En ce qui concerne les eaux souterraines par exemple (Tableau 3.1-2), tous les pays membres de l'AEE à l'exception de la Suède considèrent qu'ils sont confrontés à un risque de pollution des eaux souterraines par les pesticides (EEA, 2004a). Ainsi, entre mi-1997 et mi-1999 en Autriche, environ 15% des points d'échantillonnage présentaient des concentrations en déséthylatrazine (DEA) supérieures à la valeur seuil de 0,1 µg/l. Cette fréquence était de 10% pour l'atrazine. L'analyse temporelle des données montrait une tendance significative à la diminution des concentrations en atrazine, liée à l'interdiction de cette substance en 1995 (UBA, 2001). Au Danemark en 2001, des pesticides étaient détectés dans 27% des captages, avec des dépassements du seuil de potabilité dans 8,5% des cas (GEUS, 2002). Au Royaume-Uni en 2000, des dépassements de seuils de qualité (*Environmental Quality Standards – EQS*) ont été recensés dans environ 9% des sites suivis (Environment Agency, 2002 in EEA, 2004a).

Tableau 3.1-2. Bilan de la contamination des captages d'eau souterraine en Europe (données Eurowaternet *in* AEE, 2004a).

	Atr	Sim	HCB	Lin	Diu	Iso	Ala	DEA	End	Tri	Chf	Chp	Ben
Nbre Pays	10	5	5	6	5	4	2	3	3	2	1	1	2
Nbre Sites	1354	949	382	443	406	210	592	209	49	255	159	4	790
Nbre Sites > 0,1 µg/l ¹	70	3	0	0	4	0	0	19	0	0	0	0	78
Fréquence (%)	5,2	0,3	0	0	1	0	0	0,9	0	0	0	0	9,9

¹ Sites pour lesquels la concentration annuelle moyenne en au moins une substance active excède la valeur seuil de 0,1 µg/l. Atr : atrazine ; Sim : simazine ; HCB : hexachlorobenzène ; Lin : lindane ; Diu : diuron ; Iso : isotoproturon ; Ala : alachlore ; DEA : déséthylatrazine ; End : endosulfan ; Tri : trifluraline ; Chf : chlorfenvimphos ; Chp : chlorpyrifos ; Ben : bentazone.

Eaux côtières

Plusieurs tonnes de certaines substances actives et/ou de leurs produits de dégradation peuvent être transportées annuellement depuis les terres émergées vers le milieu marin, les apports étant souvent proportionnels à la surface du bassin versant des cours d'eau (Jarvie *et al.*, 1997). Des études publiées dans les années 1990 ont montré que de l'atrazine et d'autres triazines étaient parfois détectées dans les eaux côtières et les estuaires (Tableau 3.1-3).

Tableau 3.1-3. Concentrations en herbicides mesurées dans l'eau d'estuaires et de zones côtières en Europe au cours des années 1990 (en ng/l ; les chiffres entre crochets indiquent les valeurs extrêmes pour l'étude considérée).

Région	Année de l'étude	Matière active	Niveaux de contamination	Références
Royaume-Uni Estuaire de l'Humber	1995	atrazine	[5 - 51]	Zhou <i>et al.</i> , 1996
Espagne Delta de l'Ebre	1991	alachlore atrazine bentazone métolachlore molinate simazine	[ND - 267] [ND - 57] [ND - 1 000] [ND - 554] [ND - 568] [10 - 78]	Readman <i>et al.</i> , 1993
France Delta du Rhône	1991	atrazine DEA DIA propanil simazine	[17 - 386] [4 - 6] [3] [1 - 3] [22 - 372]	Readman <i>et al.</i> , 1993
Italie Nord de l'Adriatique	1991	atrazine EPTC métolachlore molinate simazine terbuthylazine	[ND - 18] [ND - 187] [ND - 66] [ND - 103] [ND - 6] [ND - 50]	Readman <i>et al.</i> , 1993
Grèce Golfe de Thermaïkos	1991	alachlore atrazine 2,4-D métolachlore métribuzine molinate prométryne	[ND - 100] [ND - 150] [ND - 100] [ND - 200] [ND - 200] [ND - 300] [ND - 200]	Readman <i>et al.</i> , 1993
Golfe d'Amvrakikos	1991	alachlore atrazine 2,4-D simazine trifluraline	[ND - 700] [ND - 800] [ND - 800] [ND - 100] [ND - 80]	Readman <i>et al.</i> , 1993

ND : non détecté ; DEA : dééthylatrazine ; DIA : déisopropylatrazine.

En règle générale, les concentrations décroissent rapidement à mesure que la distance à l'estuaire augmentait (Zhou *et al.*, 1996). Il a par exemple été montré que les résidus de triazines transportés par l'Elbe vers la mer du Nord étaient responsables d'une contamination de cette dernière, avec des concentrations dans les eaux côtières comprises entre 1 et 1 100 ng/l (Bester & Huhnerfuss, 1993). Dans quelques cas, des triazines ont été détectées dans des échantillons de sédiments (Readman *et al.*, 1993 ; Bester & Hühnerfuss, 1996).

Le Tableau 3.1-4 présente à titre indicatif une évaluation faite par l'Ifremer des apports journaliers en triazines au niveau des zones côtières par les principaux fleuves français au milieu des années 1990.

Tableau 3.1-4. Flux nets (kg/j) de résidus de triazines apportés en zone côtière par les principaux fleuves français (d'après données Ifremer *in* IFEN, 1998).

Molécule	Seine	Loire	Garonne	Rhône
Atrazine	7 à 16	9 à 11	20 à 30	17
Déséthylatrazine	1 à 20	4	5	6
Simazine	4	3	1 à 26	7

Les résultats obtenus dans le cadre du RNO montrent que les pesticides organochlorés recherchés et leurs dérivés sont toujours fréquemment détectés dans les bivalves du littoral français bien qu'ils soient interdits d'usage en France depuis de nombreuses années (Fig. 3.1-8).

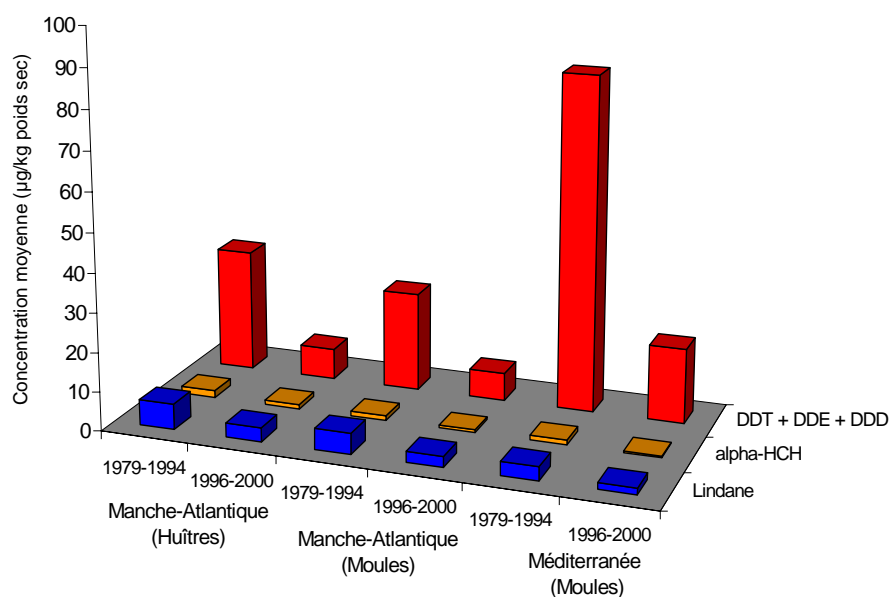


Figure 3.1-8. Niveaux moyens de contamination par les pesticides organochlorés et leurs dérivés dans les bivalves analysés dans le cadre du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin pour les périodes 1979-1994 et 1996-2000 (d'après données Ifremer *in* IFEN, 1998, 2004).

En ce qui concerne les DOM, les premiers résultats obtenus à l'issue d'une campagne de deux mois effectuée en Martinique, montrent que l'arrivée des pesticides en milieu côtier est faible et localisée. Les trois principales familles de pesticides détectées dans le panache des rivières sont les triazines, les produits de dégradation de l'aldicarbe et des composés organochlorés (en particulier chlordécone ; Bocquené *et al.*, 2002).

3.1.2.3. Bilan

Le constat qui peut être dressé pour la France est applicable à la plupart sinon à la totalité des pays européens. Il y a des signes clairs et significatifs d'une contamination des eaux de surface, souterraines et côtières au plan européen. Les réseaux d'observation existant procurent des données qui permettent de mettre en évidence des contaminations, de suspecter des évolutions, mais les données disponibles sont très hétérogènes et aucune méthode d'interprétation actuelle ne peut en déduire des éléments objectifs et fiables sur le niveau moyen et la variabilité réelle, spatiale et temporelle, de la contamination des eaux continentales. En effet, les limites de ces données sont multiples :

Toutes les substances utilisées (et leurs produits de dégradation/métabolisation) ne sont pas quantifiées, notamment en raison du coût des analyses et de limites méthodologiques. La contamination par certaines substances peut alors passer inaperçue pendant longtemps. En fait, la liste de molécules suivies est avant tout limitée aux molécules-mères et à celles qui présentent les plus fortes doses d'épandage.

Pour une même substance, les performances des méthodes d'analyse sont très variables d'un laboratoire à un autre.

La rythmicité de l'échantillonnage est généralement régulière (elle est définie par les besoins des utilisateurs, qui ne sont pas nécessairement compatibles avec ceux d'une réelle surveillance de la qualité des eaux), alors que la contamination par les pesticides est le plus souvent un phénomène irrégulier. C'est ainsi que des pics de concentration sont fréquemment observés dans les quelques heures qui suivent les épisodes pluvieux (voir par exemple Spalding & Snow, 1989 ; Louchart *et al.*, 2001 ; Schulz, 2001 ; Neumann *et al.*, 2003). Le recours plus fréquent à des systèmes d'échantillonnage asservis au débit pourrait permettre la mise en évidence de ces pics de contamination.

Qu'il s'agisse d'herbicides ou d'insecticides, la contamination des eaux de surface est d'autant plus élevée que la surface des bassins versants est faible (Kreuger & Brink, 1988; Schulz, 2004). Or, la distribution des points de surveillance de la qualité des eaux superficielles (RNB par exemple) ne permet pas de couvrir la totalité des bassins versants du territoire. Cette constatation est d'autant plus importante que la DCE ne prend pas en compte les petits bassins versants (surface < 10 km²), ce qui pourrait avoir pour conséquence d'exclure à terme de la surveillance environnementale les zones qui sont en théorie celles pour lesquelles les risques de contamination par des concentrations importantes en pesticides sont les plus élevés.

Il n'y a pas pour le moment de consensus sur les méthodes (analyse statistique spatiale, modélisation...) qui permettraient de réaliser une analyse quantitative des résultats. Des tendances semblent se dégager pour des molécules "anciennes" (lindane par exemple), mais dans la plupart des cas l'analyse reste à faire (IFEN, 2004).

L'analyse des résultats en terme d'impact écotoxicologique potentiel ne prend pas en compte les interactions toxicologiques possibles entre les substances (effet additif, antagoniste ou synergique). Il n'est pas possible d'exclure que deux substances qui interagissent puissent exercer des effets lorsqu'elles sont présentes simultanément dans un même milieu à des concentrations inférieures à leurs seuils d'effet spécifiques.

Inversement, les valeurs de référence qui servent à l'interprétation des résultats sont identiques quelle que soit la substance (0,1 µg/l par exemple), alors que leurs propriétés toxicologiques et écotoxicologiques sont fréquemment très différentes. Ainsi, tout dépassement du seuil de 0,1 µg/l ne signifie pas nécessairement qu'il y a un risque.

A l'exception des données provenant de certains bassins versants des groupes régionaux "phyto", les informations sur les pratiques agricoles et l'utilisation des pesticides dans les régions où sont localisés les points des réseaux de mesure ne sont pas collectées ou disponibles. Il est de ce fait le plus souvent impossible de mettre en évidence les relations entre agriculture et contamination. Par ailleurs, dans certaines régions, une part significative de la contamination des eaux peut parfois provenir du dépôt de substances transportées par voie aérienne (Guicherit *et al.*, 1999 ; Blanchoud *et al.*, 2002) ou beaucoup

plus fréquemment découler d'usages autres qu'agricoles, qu'il s'agisse du désherbage des infrastructures de transport ou industrielles, des parcs et jardins ou bien d'utilisations domestiques (voir par exemple Bücheli *et al.*, 1998 ; Bailey *et al.*, 1999 ; Pitt *et al.*, 1999 ; Gerecke *et al.*, 2002 ; Revitt *et al.*, 2002 ; Schiff *et al.*, 2002 ; Blanchoud *et al.*, 2004). A l'échelle du territoire national les quantités de pesticides concernées par ces usages sont peu importantes par rapport à celles utilisées en agriculture mais il est probable que ces usages non agricoles posent localement des problèmes (cas du diuron en Bretagne par exemple), en raison notamment du caractère fréquemment imperméable des surfaces traitées (Blanchoud *et al.*, 2004 ; CORPEP, 2004). Les données disponibles ne permettent toutefois pas de faire la part des choses entre les différents types d'usage.

Il convient aussi de remarquer que dans l'immense majorité des cas, les données sont générées dans le cadre d'études de caractérisation de la contamination de l'eau en tant que ressource, sans préoccupation des effets éventuels des pesticides sur les organismes aquatiques. De plus, la présence d'une substance n'est pas nécessairement indicatrice de sa biodisponibilité. Dans les quelques études qui ont permis de mettre en évidence une relation entre l'exposition aux pesticides (mesures quantitatives) et les effets sur les populations naturelles en milieu aquatique, il est le plus souvent impossible de déterminer avec précision la concentration à laquelle les effets biologiques surviennent, en raison des incertitudes relatives à la caractérisation de l'exposition. De plus, la durée d'exposition au bout de laquelle des effets sont induits est rarement connue, ce qui rend délicate l'interprétation d'expositions de durées courtes.

3.1.3. Contamination de l'air

3.1.3.1. Données disponibles

Des études émanant de divers groupes de recherche ont été menées en France depuis la fin des années 80 (Millet, 1994 ; Chevreuil *et al.*, 1996 ; Sanusi, 1996 ; Sanusi *et al.*, 2000), et se poursuivent à l'heure actuelle (Briand, 2003 ; Scheyer *et al.*, 2005 ; rapport de l'Institut Pasteur : <http://www.pasteur-lille.fr/fr/expertises/eau/publications.htm>), fournissant ainsi une littérature significative sans qu'elle soit pour autant abondante. Un certain nombre de réseaux de surveillance de la qualité de l'air en France ont commencé à réaliser des mesures de concentrations en pesticides dans l'atmosphère depuis le début des années 2000 pour les premiers (Rousseau, *et al.*, 2004 ; voir aussi Figure 3.1-9). L'ensemble de ces travaux a révélé la présence de pesticides dans toutes les phases atmosphériques, qu'elles soient gazeuse, liquide ou particulaire dans les aérosols, les gouttelettes de brouillard ou la pluie (Bedos *et al.*, 2002).

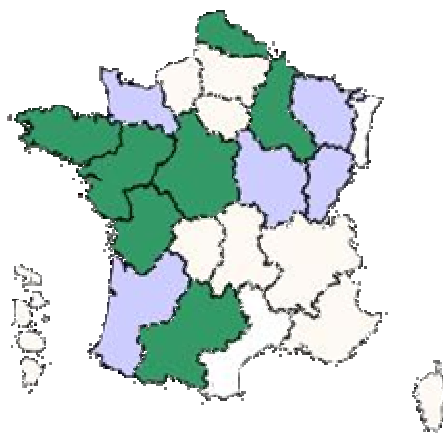


Figure 3.1-9. Etat des lieux de l'implication des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) dans la caractérisation de la contamination de l'air par les pesticides.

En vert foncé, les régions françaises dans lesquelles l'AASQA locale s'est fortement investie ; en bleu clair, celles où seules des mesures ponctuelles ont été réalisées (Pernin, 2005).

3.1.3.2. Etat des lieux de la contamination

Dans les eaux de pluie

Les concentrations dans les eaux de pluie peuvent être localement et ponctuellement relativement importantes (plusieurs dixièmes de $\mu\text{g/l}$ à plusieurs $\mu\text{g/l}$) et les concentrations dans les brouillards plus élevées (Millet *et al.*, 1997). Des études spécifiques ont porté sur une analyse de l'évolution des concentrations dans les dépôts humides selon (i) un transect Ouest-Est allant de Ouessant à Abreschviller pour des herbicides (Blanchoud *et al.*, 2002) et pour les organochlorés (Teil *et al.*, 2004), (ii) à l'échelle d'une région (en Bretagne, voir Briand, 2003) en intégrant une analyse à l'aide de rétrotrajectoires ou (iii) à l'échelle d'un bassin versant (Guigon *et al.*, 2005). Les composés utilisés localement sont en général les plus fréquemment détectés (Briand, 2003) ; cependant des composés interdits d'utilisation ont aussi été retrouvés. Au niveau européen, des synthèses relativement récentes sont disponibles, portant surtout sur la contamination des eaux de pluie (Trevisan *et al.*, 1993 ; Dubus *et al.*, 2000 ; Duyzer, 2003). Dubus *et al.* (2000) distinguent plusieurs types de profils de dépôts humides selon la nature physico-chimique des composés, les usages locaux et régionaux ou les conditions atmosphériques (voir Figure 3.1-10.). Récemment, Asman *et al.* (2005) ont pu observer dans les eaux de pluie au Danemark un certain nombre de composés interdits dans ce pays mais autorisés dans d'autres pays européens, indiquant ainsi une contribution significative du transport atmosphérique dans la contamination locale. Ils en ont conclu à la nécessité de poursuivre la recherche des substances actives dans l'air, même après qu'elles aient été interdites, tant que leur comportement n'était pas mieux connu. Aux Etats-Unis, Majewski & Capel (1995) ont eux aussi recensé un ensemble d'études portant sur les pesticides dans l'atmosphère.

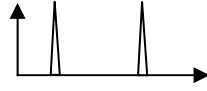
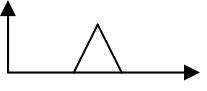

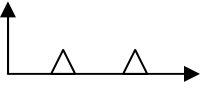
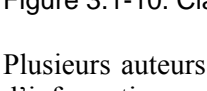
Mode de dépôt	Pas de temps	Concentrations	Distance de transport	Exemples
	Au moment des l'application	Moyennes/Fortes (qqes 10 ng/l à qqes 1 000 ng/l)	Faible (< 1 km)	Pirimicarbe (Siebers <i>et al.</i> , 1991) Vinclozoline (Siebers <i>et al.</i> , 1994)
	Saison d'application	Moyennes/Fortes (qqes 10 ng/l à qqes 1 000 ng/l)	Moyenne à longue (de 1 km à qqes 1 000 km)	Terbuthylazine, déséthylatrazine (Chevreuil <i>et al.</i> , 1996)
	Toute l'année	Faibles (de qqes ng/l à qqes 10 ng/l)	Globale (plusieurs milliers de km)	-HCH (Cleeman <i>et al.</i> , 1995)
	Toute l'année	Faibles à Moyennes/Fortes (de qqes ng/l à qqes 1 000 ng/l)	Bruit de fond global + signal associé aux usages locaux	Lindane (Stähler <i>et al.</i> , 1993 ;
	Occasionnellement	Faibles (de qqes ng/l à qqes 10 ng/l)	Globale	DDT (Fingler <i>et al.</i> , 1994)

Figure 3.1-10. Classification de divers modes de dépôts humides d'après Dubus *et al.* (2000).

Plusieurs auteurs (Briand, 2003; Asman *et al.*, 2005 par exemple) s'accordent à dire que le manque d'informations sur les usages précis des pesticides à l'échelle d'une région, d'un pays ou même à l'échelle européenne limite l'interprétation des observations.

Dans les phases gazeuse et particulaire

En ce qui concerne les phases gazeuse et particulaire, les concentrations sont variables : de l'ordre de quelques pg/m^3 à quelques ng/m^3 loin des sources d'émission, elles peuvent atteindre quelques ng/m^3 à quelques $\mu\text{g/m}^3$ à proximité immédiate de ces sources. Une contamination chronique, c'est-à-dire

présente aussi en dehors des périodes d'épandage, a été observée, avec dans certains cas une évolution saisonnière. Des composés interdits d'utilisation ont aussi été détectés. L'efficacité des mesures d'interdiction a été analysée en suivant le niveau de concentration dans l'air de composés organochlorés dans la région des Grands Lacs Nord Américains ; celui-ci semble diminuer, indiquant une bonne efficacité de ces mesures (Guicherit *et al.*, 1999). En ce qui concerne les pesticides dits "modernes", les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en région Centre (Lig'Air), Pays de Loire (Air Pays de la Loire) ou Poitou-Charentes (ATMO Poitou Charentes, qui a de plus travaillé sur l'estimation des contaminations atmosphériques en pesticides à l'aide de bryophytes) ont publié un certain nombre de résultats de campagnes de mesures portant sur plusieurs dizaines de composés dont le choix dépendait des utilisations locales mais aussi des objectifs de l'étude. Parmi les molécules recherchées, figurent des composés de la famille des triazines, des amides, des carbamates, des urées, des triazoles ou des pyréthriinoïdes ainsi que la trifluraline ou le lindane (liste non exhaustive). A l'heure actuelle, aucun suivi en continu n'est effectué. Une méthodologie permettant de hiérarchiser les composés à suivre en priorité est en cours d'élaboration par un groupe de travail national (coordonné par l'INERIS) qui devrait rendre un rapport final pour fin 2005.

Il est important de noter que, bien sûr, toutes les molécules ne sont pas recherchées, et qu'il est très difficile de faire la distinction entre les phases particulaire et gazeuse (à notre connaissance, les conséquences de cette incertitude sur la partition gaz/particule sur la toxicité après inhalation ne sont pas identifiées).

Il n'existe pas de méthodes analytiques permettant d'estimer directement et automatiquement les concentrations en pesticides dans l'air ambiant. Les concentrations observées en phase gazeuse et particulaire classent les pesticides dans les gaz traces. Ainsi, le type d'échantillonneur à mettre en œuvre et les durées de prélèvement doivent être adaptés aux niveaux de concentrations attendus et leur analyse implique des développements métrologiques spécifiques. Il n'existe pas actuellement en France de norme pour la mesure des concentrations en pesticides de l'atmosphère (il est toutefois à noter l'existence d'un projet de norme en cours d'élaboration). Des développements récents ont été réalisés, tels que la mise en œuvre de la désorption thermique des composés depuis l'adsorbant utilisé pour les piéger dans l'atmosphère (Briand *et al.*, 2002), la technologie SPME (*Solide Phase Micro-Extraction*), utilisée actuellement pour évaluer notamment les concentrations en pesticides dans les serres (Tuduri *et al.*, 2005) ou l'emploi de disques de polyuréthane adaptés à l'estimation des concentrations dans les milieux éloignés des sources d'émission (Tuduri *et al.*, 2005). Les limites de détection peuvent être différentes selon les composés et pour un même composé selon la chaîne analytique mise en œuvre et donc selon le laboratoire d'analyse. Cela ne facilite pas l'interprétation des observations, laquelle est par ailleurs rendue difficile du fait d'une méconnaissance des usages précis des pesticides, de leur comportement dans l'atmosphère et de la nécessité de relier les différentes sources pour analyser leur dispersion dans l'atmosphère. Parmi les différentes molécules détectées, la présence de composés *a priori* peu volatils d'après leurs caractéristiques physico-chimiques est à noter, ce qui souligne la difficulté d'établir des corrélations entre la présence des composés et leurs seules caractéristiques physico-chimiques.

Cas spécifique des traitements en serre

Il existe un certain nombre de travaux portant sur l'évaluation des concentrations en produits dans l'air des serres pour évaluer l'exposition des travailleurs (Brouwer *et al.*, 1992 ; Siebers & Mattusch, 1996 ; Ferrari *et al.*, 2004 ; Tuduri *et al.*, 2005 ; Vallet, 2005). Les concentrations peuvent être élevées (plusieurs $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$), pendant l'application et en post-application (en liaison avec la volatilisation du composé), pouvant justifier l'utilisation du port de protections individuelles non seulement pendant le traitement mais aussi pendant plusieurs jours (Vallet, 2005).

3.1.3.3. Bilan

La présence de pesticides est observée dans toutes les phases atmosphériques en concentrations variables dans le temps (avec parfois un caractère saisonnier, en lien avec les périodes d'application) et dans l'espace (selon la proximité des sources). Cette contamination est chronique. Des composés

peu volatils ou interdits ont parfois été observés. Dans le cas spécifique de traitements en serre, des concentrations élevées ont pu être observées juste après l'application et malgré une décroissance, ces concentrations peuvent rester à un niveau significatif pendant plusieurs jours après le traitement.

Ces informations ont pu être recueillies grâce à des travaux de recherche et aux réseaux de surveillance de la qualité de l'air au niveau régional, qui commencent à disposer de jeux de données significatifs (données acquises pendant des campagnes de suivi). Cependant, les listes de substances qui font l'objet d'un suivi sont limitées et concernent prioritairement les molécules-mères. De plus, des difficultés techniques subsistent, liées par exemple aux niveaux de concentrations relativement faibles ou à la difficulté de la mesure de la partition gaz/particules. L'interprétation des observations demeure délicate, notamment à cause de la méconnaissance des usages précis des pesticides ainsi que celle du comportement des différents composés dans l'air.

Des groupes de travail nationaux ont été mis en place ces dernières années. Le groupe coordonné par l'INERIS est en charge de la mise au point d'une méthodologie permettant de hiérarchiser les composés à suivre en priorité dans l'atmosphère. Un second groupe (Groupe d'Apprentissage 2002-2005, animé par l'ADEME) s'est intéressé à la méthodologie de prélèvement. Le CORPEN a mis en place un groupe de réflexion (Phyt'air) sur les pesticides dans l'air à partir de l'automne 2005.

3.1.4. Contamination des sols

La contamination des sols par différentes substances, dont les pesticides, a été reconnue comme l'une des principales menaces qui pèsent sur les sols européens (CEC, 2002). La plupart des données permettant de discuter de la persistance des produits dans le sol ainsi que leur périmètre de propagation provient essentiellement des dossiers d'autorisation de mise sur le marché (AMM) dans lesquels ces aspects sont abondamment documentés, mais restent, pour l'aspect quantitatif de la contamination en tout cas, prédictifs.

Les Etats membres travaillent actuellement à la rédaction d'une Directive Cadre sur les sols, fixant entre autres des critères de qualité des sols et les modalités d'appréciation de cette qualité. Pour l'heure, les données disponibles sur la contamination des sols par les pesticides en France et en Europe sont très fragmentaires.

3.1.4.1. Programmes de surveillance de la contamination des sols

Il existe deux programmes de surveillance de la qualité des sols au niveau européen, qui sont respectivement inclus dans le Programme de coopération internationale (*International Co-operative Programme* ou *ICP*) d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique des forêts (*ICP Forests*) et dans le Programme de coopération internationale de surveillance intégré (*ICP Integrated Monitoring*). En 2003, l'Agence Européenne de l'Environnement a effectué un recensement des programmes nationaux d'inventaire et de surveillance des sols (Tableau 3.1-5). Tous ces programmes n'ont pas le même objectif et les données sur la contamination par les micropolluants organiques et les pesticides ne sont prises en compte que dans 17 des 57 programmes recensés (Tableau 3.1-6).

Ceci explique en grande partie qu'à l'heure actuelle les bases de données européennes sur les sols (*European Soil Databases*) n'intègrent pas la contamination par les pesticides dans la liste des critères pour lesquels des cartes sont disponibles. Par ailleurs, la faible abondance des données tient au fait que la contamination des sols par les pesticides est implicite, comme cela a été évoqué dans l'introduction de ce chapitre, tout au moins au niveau des agrosystèmes, du fait même du mode d'utilisation des produits.

Tableau 3.1-5. Programmes d'inventaire et de surveillance des sols en Europe (d'après EEA, 2003).

Pays	Date d'actualisation	Nombre des programmes	Dont nationaux	Dont programmes régionaux
Allemagne	2003	4	3	1
Autriche	2003	20	8	12
Belgique	1997	1		1
Bulgarie	2003	2	2	
Danemark	1997	3	3	
Espagne	1997	1	1	
Finlande	2003	2	2	
France	2003	7	7	
Hongrie	2003	1	1	
Italie	2003	2		2
Lichtenstein	1997	1	1	
Luxembourg	2003	1	1	
Norvège	2003	1	1	
Pays-Bas	1997	2	2	
Royaume-Uni	1997	4	1	3
Suède	1997	4	4	
Suisse	1997	1	1	

Tableau 3.1-6. Paramètres pris en compte dans les programmes nationaux d'inventaires et de surveillance des sols (d'après EEA, 2003).

Paramètres	Nombre de programmes	Fréquence d'échantillonnage (années)		Nombre de sites Etendue
		Médiane	Etendue	
Propriétés générales	29	9	5 - 20	2 - 2 100
Nutriments	43	9	1 - 15	1 - 20 000
Physico-chimie	43	8	1 - 12	1 - 20 000
Activité microbienne et faune	12	6	3 - 10	2 - 1 200
Métaux lourds	40	8	3 - 20	1 - 20 000
Radionucléides	9	6	3 - 10	4 - 2 000
Micropolluants organiques et pesticides	17	6	3 - 10	1 - 700

3.1.4.2. État des lieux de la contamination

La contamination des sols à distance, c'est-à-dire surtout par la voie aérienne ou éventuellement lors de crues, a parfois été décrite. Les exemples les mieux documentés concernent les pesticides organochlorés (voir par exemple Simonich & Hites, 1995 ; Galiulin *et al.*, 2002). Dans le cas des substances utilisées actuellement, les données sont beaucoup moins nombreuses et elles concernent essentiellement des travaux d'analyse du transfert par dérive ou en post-application dans des systèmes expérimentaux. Il est aussi très délicat d'utiliser les mesures de concentrations en pesticides dans les eaux de pluie pour faire des bilans d'apports sur les sols non cultivés. A titre d'exemple, dans un suivi réalisé en 2002, Mast *et al.* (2003) ont estimé que les apports annuels au niveau du sol dans une aire naturelle protégée atteignaient 45,8 mg/ha pour l'atrazine, 14,2 mg/ha pour le dacthal et 54,8 mg/ha pour le carbaryl.

Les produits à base de cuivre utilisés comme fongicides en viticulture depuis la fin du XIX^e siècle constituent un cas particulier de pollution des sols par les pesticides eu égard à la persistance de cet élément, à sa toxicité et aux quantités utilisées. Ces produits sont à l'origine d'une contamination des sols des vignobles, les concentrations en cuivre pouvant atteindre fréquemment des valeurs comprises entre 100 et 1500 mg/kg (Deluisa *et al.*, 1996 ; Flores-Velez *et al.*, 1996 ; Brun *et al.*, 1998, 2001 ; Chaignon *et al.*, 2003), alors que les concentrations couramment mesurées dans les sols cultivés sont de 5 à 30 mg/kg (Brun *et al.*, 2003). Si la vigne ne semble pas affectée par ces niveaux de cuivre, la question se pose lorsque des zones de vignoble sont reconverties pour d'autres productions agricoles ou d'autres usages. Le cuivre peut alors poser des problèmes de toxicité pour les plantes cultivées, pour les animaux, voire même pour la santé humaine (Delas, 1963 ; Flemming & Trevors, 1989). La

simple mesure de la concentration totale en cuivre dans le sol ne permet pas de caractériser le risque qu'il représente, la biodisponibilité de cet élément étant sous le contrôle de divers facteurs (matière organique, argiles, oxydes de fer et de manganèse, etc. ; voir par exemple Delas, 1963 ; Qian *et al.*, 1996). La phytotoxicité de ce cuivre résiduel est surtout observée sur sols acides et elle se manifeste lorsque le pH est inférieur à 6 dans des sols dont la capacité d'échange de cations est faible (Drouineau & Mazoyer, 1962). L'ancienneté de la contamination jouerait aussi un rôle important dans la biodisponibilité (et donc la toxicité) de ce cuivre (Dias *et al.*, 1993 in Brun *et al.*, 2003). Par ailleurs, ces sols contaminés peuvent être des sources de cuivre qui peut parvenir aux milieux aquatiques par transport *via* des phénomènes de ruissellement par exemple (voir par exemple Ribolzi *et al.*, 2002).

L'existence, pour certaines substances, de résidus non extractibles (voir plus loin) soulève aussi la question du risque environnemental à long terme posé par ces pesticides, notamment dans le cas d'une réallocation des terres agricoles à d'autres usages (Calderbank, 1989 ; Reid *et al.*, 2000 ; Barraclough *et al.*, 2005).

3.1.4.3. Bilan

Il n'existe pas de dispositif équivalent à ceux relatifs à l'eau et à l'air pour la caractérisation de la contamination des sols par les pesticides, que ce soit en France ou dans les autres pays d'Europe.

La pollution chronique par les substances minérales (cuivre) et l'existence, pour certaines substances, de résidus non extractibles pose la question du risque environnemental à long terme, notamment dans le cas d'une réallocation des terres agricoles à d'autres usages.

Un état des lieux sur la charge en pesticides des sols agricoles permettrait sans doute :

de savoir à quelle échelle de temps un sol agricole peut être reconverti en autre chose qu'une terre cultivée,

- de faciliter la mise en place de l'approche comparative évoquée dans le Plan interministériel sur les phytosanitaires,

- de faciliter les débats sur les indicateurs qu'il convient de développer (indicateurs de qualité *versus* indicateurs écologique),

- d'évaluer l'accumulation de substances qui à terme peuvent être transférées à d'autres milieux ou avoir des impacts sur différents compartiments biologiques, voire sur la santé humaine.

3.1.5. Impacts sur les organismes vivants

3.1.5.1. Réseaux de surveillance

En Europe, il existe quelques réseaux de surveillance susceptibles de fournir des renseignements sur les effets non-intentionnels des pesticides sur les espèces non-cibles mais tous les pays n'en sont pas dotés. Une enquête dont les résultats ont été publiés en 1999 indiquait que seuls 7 pays européens (sur les 18 contactés) enregistraient de façon systématique les incidents associés aux pesticides : Allemagne, Danemark, France, Grèce, Norvège, Pays-Bas et Royaume-Uni (de Snoo *et al.*, 1999).

Les deux réseaux les mieux organisés sont le réseau SAGIR en France et le *Wildlife Incident Investigation Scheme* (WIIS) au Royaume-Uni. Il existe aussi des systèmes de collecte de l'information sur les incidents qui touchent les abeilles. Ils sont évoqués plus loin dans ce chapitre (voir §3.3.2.2.).

Faune sauvage continentale

En France, le réseau SAGIR (acronyme de "Savoir pour agir"), réseau national de surveillance sanitaire de la faune sauvage a été créé en 1986. Il est basé sur un partenariat entre les fédérations départementales de Chasseurs (FDC), les laboratoires vétérinaires départementaux (LVD), le laboratoire spécialisé de l'AFSSA-Nancy, l'École Nationale Vétérinaire de Lyon (ENVL) et l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS). Ce réseau n'a pas pour objectif de recenser

uniquement les incidents liés aux pesticides mais plutôt d'assurer une veille sanitaire générale de la faune sauvage (oiseaux, mammifères), afin de mettre en évidence les principales causes de mortalité extra-cynégétique de cette faune, de révéler des problèmes pathologiques ou écotoxicologiques et d'en faire l'analyse (par espèce, par région, par saison ; ONCFS, 2003 ; Berny, 2004 ; Terrier *et al.*, 2004). L'analyse des données pour 1999, 2000 et 2003 montre que les accidents imputables aux pesticides touchent aussi bien les oiseaux (principalement canards, pigeons, buse variable, perdrix) que les mammifères (essentiellement sanglier, chevreuil et renard ; plus rarement lapin, blaireau et loutre ; Berny, 2003a, 2003b, 2004). En 2003, 204 cas ont été jugés comme positifs (55,3% des incidents constatés) contre 364 en 2000 (62,3% des incidents constatés). Les substances incriminées sont principalement les rodenticides anticoagulants (bromadiolone, chlorophacinone, crimidine, coumaphène, difénacoum, etc.) et dans une moindre mesure les inhibiteurs des cholinestérases (insecticides organophosphorés et carbamates : furathiocarbe, mévinphos, carbofuran, aldicarbe, etc.) et d'autres molécules (chloralose, imidaclopride, etc.). La répartition géographique des incidents est variable, les intoxications par les anticoagulants étant surtout mises en évidence dans l'est (Franche-Comté) et le Massif Central, alors que les incidents dus aux inhibiteurs des cholinestérases présentent une distribution plus large, avec une fréquence plus importante dans le nord de la France et dans le Bassin Parisien, bassins céréaliers où ces produits sont majoritairement utilisés (Berny, 2004). Certaines substances interdites sont parfois identifiées comme étant à l'origine d'un incident, ce qui témoigne de la poursuite de l'utilisation de certains pesticides au-delà de la date limite autorisée pour leur utilisation. Ainsi, des incidents impliquant le furathiocarbe ont encore été relevés en 2003. Cette substance autrefois utilisée pour l'enrobage de semences s'avérait parfois fatale aux pigeons qui venaient se nourrir dans les champs fraîchement semés en pois. Elle est aujourd'hui interdite et les incidents rapportés correspondent vraisemblablement à l'utilisation de stocks d'anciennes semences (Berny, 2004). Les effets néfastes des rodenticides découlent essentiellement d'un empoisonnement secondaire (consommation de proies contaminées par des rapaces par exemple ; Berny *et al.*, 1997). Dans le cas des substances inhibitrices des cholinestérases, de nombreux cas d'empoisonnement seraient dus à des actes malveillants.

Au Royaume-Uni, le *Wildlife Incident Investigation Scheme* (WIIS) a été mis en place au début des années 1960 en réponse aux observations de mortalités d'oiseaux liées à l'utilisation de pesticides organochlorés. Le WIIS est entièrement dévolu à l'analyse des cas supposés d'empoisonnement par les pesticides. Il concerne *a priori* toutes les espèces animales non-cibles : faune sauvage, pollinisateurs, animaux d'élevage, animaux domestiques, etc., mais les poissons ne sont habituellement pas pris en compte. Il constitue à l'heure actuelle un élément-clé du système de suivi de post-homologation des pesticides au Royaume-Uni. Il est géré par le *Pesticide Safety Directorate* (PSD) qui est une agence du *Department for Environment, Food and Rural Affairs* (DEFRA). Il s'appuie au niveau régional sur diverses structures (*Rural Development Services* (RDS), *Environment, Planning and Countryside Departments* (EPC)), avec des spécificités propres à l'Écosse et à l'Irlande du Nord.

Après une enquête poussée (analyse des carcasses, enquête de terrain, etc.), les incidents pour lesquels la responsabilité d'un pesticide a été prouvée sont comptabilisés dans différentes catégories (Tableau 3.1-7) :

- Usage abusif de la substance, en vue d'empoisonner volontairement certains animaux.
- Mauvais usage de la substance, du fait du non-suivi des bonnes pratiques d'utilisation (manque de soin, accident ou action délibérée).
- Usage autorisé de la substance, selon les conditions définies lors de son homologation.
- Usage non caractérisé de la substance, lorsque la cause de l'empoisonnement n'a pas pu être attribuée à l'une des trois catégories précédentes.

Une catégorie supplémentaire concerne les incidents liés à des substances à usage vétérinaire.

Un rapport est publié chaque année (Fletcher *et al.*, 1999 ; Barnett *et al.*, 2000, 2002a, 2002b, 2003, 2004), ce qui permet l'établissement de statistiques pluriannuelles (Fig. 3.1-11). A titre indicatif, le Tableau 3.1-8 présente la liste des substances actives pour lesquelles des incidents ont été rapportés au Royaume-Uni entre 1998 et 2003.

Tableau 3.1-7. Nombre d'incidents de chaque catégorie identifié chez des vertébrés par le WIIS entre 1995 et 2003 (d'après Barnett *et al.*, 2004).

Année	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Usage abusif	112	136	125	95	61	95	81	78	85
(%)	(64)	(69)	(74)	(55)	(47)	(63)	(78)	(62)	(71)
Mauvais usage	21	19	21	45	31	22	6	19	16
(%)	(12)	(10)	(12)	(26)	(24)	(15)	(6)	(15)	(14)
Usage autorisé	5	11	3	4	7	9	2	5	3
(%)	(3)	(6)	(2)	(2)	(5)	(6)	(2)	(4)	(3)
Usage non caractérisé	32	26	21	22	29	19	14	22	13
(%)	(18)	(13)	(12)	(13)	(22)	(13)	(13)	(17)	(11)
Usage vétérinaire	5	4	0	7	2	4	1	2	1
(%)	(3)	(2)		(4)	(2)	(3)	(1)	(2)	(1)

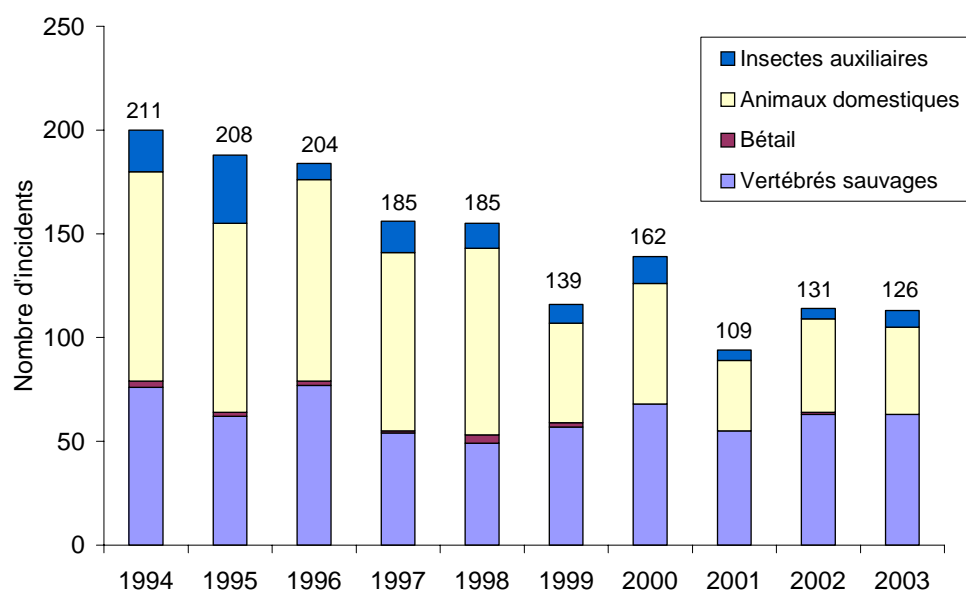


Figure 3.1-11. Évolution au cours du temps de la fréquence des incidents dus aux pesticides touchant les différentes catégories d'organismes prises en compte par le WIIS (d'après Barnett *et al.*, 2004). Le chiffre au dessus des barres de l'histogramme correspond au nombre total d'incidents imputés à des pesticides. Plusieurs pesticides peuvent être impliqués dans un même incident, ce qui explique la différence entre cette valeur et celle qui peut être déduite du graphique.

L'étude statistique réalisée par de Snoo *et al.* (1999) sur les données britanniques, françaises et néerlandaises pour la période 1990-1994 a montré que les cas les plus fréquents d'empoisonnement de la faune sauvage concernaient les semences enrobées, les appâts et les épandages, avec pour ces derniers une grande variabilité d'un pays à un autre. La majorité des incidents rapportés mettaient en cause des insecticides, avec en France une fréquence non négligeable des accidents liés à l'utilisation de rodenticides à l'origine d'un empoisonnement secondaire. Un examen plus détaillé des données a montré que c'étaient parfois des usages non agricoles des pesticides qui étaient à l'origine des incidents (traitement de confort contre certains insectes, traitement du bois, etc.).

Le cas des abeilles

Le suivi des populations d'invertébrés terrestres exposées aux pesticides est presque exclusivement centré sur l'abeille domestique (Liess *et al.*, 2005). En préambule, il est à noter que les suivis ou au mieux les dénombrements de populations sont le plus souvent associés à un constat de perte de production agricole (chute des rendements de production de baies par exemple) ou lorsque des mortalités sont constatées par les apiculteurs, auquel cas les suivis ne concernent que l'abeille domestique. Il n'y a pas, au niveau national, de réseau de surveillance des populations de pollinisateurs

Tableau 3.1-8. Substances actives ayant été identifiées comme à l'origine d'un incident par le WIIS et nombre d'incidents constatés (entre parenthèses) de 1998 à 2003 (d'après Fletcher *et al.*, 1999 ; Barnett *et al.*, 2000, 2002a, 2002b, 2003, 2004).

Substances	Années et nombre d'incidents identifiés
Organochlorés	
DDT/DDE	1998 (1), 1999 (2), 2000 (3), 2002 (1)
dieldrine	2000 (2), 2002 (1)
endosulfan	1999 (1)
hexachlorobenzène	2000 (1)
lindane	1998 (2), 1999 (3), 2002 (1), 2003 (2)
Organophosphorés	
chlorfenvinphos	1999 (1)
chlorpyrifos	1998 (1)
demeton-S-méthyl	2000 (1), 2002 (1)
diazinon	1998 (3), 2002 (2), 2003 (1)
dichlorvos	1998 (1), 2000 (1), 2001 (2)
diméthoate	1998 (3), 1999 (2), 2000 (1), 2001 (1)
fenitrothion	1998 (1), 1999 (2)
fenthion	1998 (3), 1999 (2), 2000 (2), 2001 (1)
fonofos	1998 (1)
malathion	1998 (3)
mevinphos	1998 (1), 1999 (4), 2000 (5), 2001 (2), 2002 (1), 2003 (4)
oxydemeton-méthyl	1998 (1)
phorate	1999 (1), 2000 (1), 2003 (1)
phosmet	1998 (1)
pirimiphos méthyl	1998 (2), 2000 (1)
propetamphos	2000 (1), 2003 (1)
triazophos	2002 (1)
Carbamates	
aldicarbe	1998 (14), 1999 (12), 2000 (16), 2001 (7), 2002 (14), 2003 (11)
bendiocarbe	1998 (5), 1999 (8), 2000 (9), 2001 (4), 2002 (8), 2003 (10)
benfuracarbe	2001 (1)
carabaryl	1998 (1)
carbofuran	1998 (29), 1999 (19), 2000 (26), 2001 (22), 2002 (21), 2003 (32)
methiocarbe	1998 (11), 1999 (4), 2000 (6), 2001 (1), 2003 (2)
methomyl	2001 (1)
oxamyl	1999 (1), 2000 (1)
thiodicarbe	2003 (1)
Pyréthrinoides	
bifenthrine	1998 (1)
lambda-cyhalothrine	1998 (1)
cyperméthrine	1998 (2), 1999 (1), 2000 (1), 2003 (1)
deltaméthrine	2002 (1)
perméthrine	1998 (3), 2002 (1)
Rodenticides	
brodifacoum	1998 (9), 1999 (5), 2000 (4), 2001 (5), 2002 (1), 2003 (4)
bromadiolone	1998 (14), 1999 (21), 2000 (16), 2001 (18), 2002 (13), 2003 (18)
chlorophacinone	1998 (2), 1999 (3), 2000 (1), 2001 (1), 2002 (2)
coumatetralyl	1998 (9), 1999 (7), 2000 (4), 2001 (1), 2003 (6)
difécanoum	1998 (9), 1999 (19), 2000 (15), 2001 (8), 2002 (1), 2003 (11)
flocoumafen	1998 (1), 1999 (1), 2000 (1), 2002 (24), 2003 (2)
warfarine	1998 (4), 1999 (5), 2000 (4), 2001 (3), 2002 (6), 2003 (4)
Autres	
asulam	1998 (1)
dinoseb	1999 (1)
diquat	2002 (1)
paraquat	1998 (9), 1999 (3), 2000 (12), 2001 (6), 2002 (4), 2003 (7)
trifluraline	1999 (1)
alphachloralose	1998 (17), 1999 (16), 2000 (15), 2001 (21), 2002 (24), 2003 (12)
bitertanol	2003 (12)
cyanure	1998 (3), 1999 (1), 2000 (3), 2002 (2), 2003 (1)
metaldéhyde	1998 (24), 1999 (15), 2000 (19), 2001 (12), 2002 (12), 2003 (8)
phosphine	2000 (2), 2001 (1), 2003 (2)
strychnine	1998 (5), 1999 (3), 2000 (8), 2001 (3), 2002 (10), 2003 (4)

associés (ou non) aux cultures, qui permettrait d'avoir un réel retour de l'impact des pratiques agricoles, dont l'utilisation de pesticides, sur ces organismes. Au niveau européen, seuls quatre pays disposent d'un réseau national de suivi des populations d'abeilles : l'Allemagne, l'Italie, les Pays-Bas et le Royaume-Uni.

En Allemagne, un suivi est assuré par un sous-groupe de l'ICPBR (*International Commission for Plant-Bee Relationships* ; Lewis, 2003). Un total de 82 cas d'empoisonnement a ainsi été recensé entre 1993 et 2003, avec une tendance à la diminution du nombre de cas au cours du temps. Les incidents impliquent aussi bien des substances autorisées sur le marché allemand que des substances interdites, traduisant ainsi des importations et usages illégaux de certains produits. Pour la seule année 1999 par exemple, 47 cas d'empoisonnement de colonies ont été recensés en Allemagne, dans lesquels une exposition à une combinaison de produits (produits mélangés dans la bouillie) a été mise en évidence. Ce nombre est en diminution en raison de la mise en place d'une réglementation limitant l'application de tels mélanges (11 cas au total au cours des trois années suivantes ; Lewis, 2003). La diminution du nombre d'incidents concerne la vigne mais pas l'arboriculture fruitière pour laquelle le nombre d'incidents reste stable. Le nombre d'empoisonnements délibérés tend en revanche à augmenter.

Aux Pays-Bas, un suivi volontaire des populations d'abeilles est effectué depuis 1989 (Oomen, 1999). Les apiculteurs informent leur organisation nationale des incidents et une enquête est conduite afin de savoir si le code d'utilisation des pesticides (*Pesticide Acta*) a été ou non violé. Le nombre annuel d'incidents est variable (21 en 1994, 175 en 1996, entre 20 et 60 en général chaque année) mais il reste plus important dans les zones d'agriculture intensive. Les surfaces arables sont les plus impliquées (pomme de terre par exemple). Parmi les substances impliquées figurent notamment les insecticides, en particulier les organophosphorés.

Le WIIS au Royaume-Uni procède, d'une année sur l'autre, à des suivis des populations d'abeilles dans les sites où une exposition et des impacts liés aux pesticides sont probables. Des bilans détaillés de cette surveillance ont été publiés (Barnett *et al.*, 2003 ; voir aussi Hunter *et al.*, 2003 pour l'Écosse). La plupart des pesticides impliqués sont des insecticides, utilisés seuls ou en mélanges. Aucun produit classé lors de l'homologation comme étant "à faible risque" n'a été impliqué dans les incidents recensés (Aldridge & Hart, 1993, *in* Liess *et al.*, 2005). Les substances de la famille des pyréthrinoïdes, classées comme étant "risque élevé" ont rarement été impliquées dans des incidents (Inglesfield, 1989, *in* Liess *et al.*, 2005). Les analyses d'incidents mentionnent des utilisations en quantités importantes comme dans le cas d'attaques des cultures par des aphidiens, des applications en présence d'abeilles ou sur des cultures en fleurs, l'application sur des plantes en dehors de la parcelle visée par les traitements, un rinçage insuffisant de la cuve de pulvérisation avant emploi (générant ainsi un mélange lors de l'application suivante), la présence d'eau contaminée et le traitement du bois (Lewis, 2003). En 2002 par exemple, dans 18%, des cas l'incident faisait suite à un usage autorisé tandis que dans 4% des cas il faisait suite à un mauvais usage, les cas restant n'étant pas classables par manque d'informations. Enfin, le nombre de cas d'empoisonnement tend à diminuer d'année en année, traduisant à la fois de meilleures pratiques et une tendance chez les éleveurs d'abeilles domestiques à moins déclarer d'éventuels incidents.

En Italie, le réseau est en cours de création et il met actuellement au point sa procédure d'enquête.

Le milieu marin

En ce qui concerne le milieu marin, une mention particulière doit être faite des données obtenues dans le cadre du RNO géré par l'Ifremer. En effet, les espèces sentinelles (moules et huîtres) font parfois l'objet d'analyses biochimiques (mesure de biomarqueurs : activité de l'acétylcholinestérase, activité éthoxyrésorufine O-dééthylase) destinées à caractériser leur état de santé. Toutefois, l'interprétation des résultats par rapport à la problématique des effets des pesticides dans l'environnement côtier est rendue difficile par l'absence de mesures des concentrations en pesticides (en dehors du lindane, de l' α -HCH et du DDT et de ses dérivés).

En dehors des informations fournies par les réseaux de surveillance de la faune sauvage, les quelques informations disponibles proviennent d'études de terrain qui ne sont pas inscrites dans une logique de surveillance. Leur contenu est détaillé plus loin dans cette synthèse ("Impacts sur les écosystèmes").

3.1.5.2. Intérêts et limites des réseaux de surveillance

L'intérêt des réseaux de surveillance est notamment de servir de "garde-fou" au processus d'homologation *a priori*, en s'assurant que les usages autorisés des substances n'ont pas de conséquences imprévues. Ainsi, les données du réseau SAGIR ont permis de mettre en évidence les effets néfastes de l'usage intensif de la bromadiolone sur divers vertébrés sauvages (Berny *et al.*, 1997). Au bilan toutefois, les usages autorisés des pesticides sont à l'origine d'une minorité des incidents enregistrés, quel que soit le pays considéré (Tableau 3.1-7 ; Hardy *et al.*, 1986 *in de Snoo et al.*, 1999 ; Spierenburg *et al.*, 1991 *in de Snoo et al.*, 1999 ; de Snoo *et al.*, 1999 ; Berny, 2003a, 2003b, 2004).

Il est important de préciser que même dans les pays où un réseau ou un dispositif de surveillance des incidents sur la faune sauvage existe, il demeure difficile de couvrir l'ensemble des incidents.

Les relevés d'animaux morts sont tributaires de la présence d'observateurs sur le terrain et l'efficacité des relevés varie selon les espèces. Dans le cas des oiseaux par exemple, la probabilité qu'un empoisonnement lié à un usage autorisé d'une substance soit rapporté dépend (Greig-Smith, 1994 *in de Snoo et al.*, 1999 ; Hart & Clook, 1994 *in de Snoo et al.*, 1999) :

- de la probabilité que les individus meurent sur le site d'application ou à son voisinage immédiat (fonction de la rapidité de la manifestation des effets toxiques et de la mobilité des espèces, etc.),
- de la probabilité de découvrir les cadavres (fonction de la taille de l'espèce, de la couleur du plumage ou de la fourrure, du nombre d'individus morts, de l'activité des nécrophages, de la fréquentation des sites par des observateurs, etc.),
- de la probabilité que l'incident soit rapporté aux services compétents (fonction de l'importance du phénomène, du statut de l'espèce – gibier, espèce protégée, du niveau d'information et de prise de conscience des personnes ayant observé l'incident, etc.).

De plus, les carcasses ne se présentent pas toujours dans un état de conservation idéal pour les analyses chimiques, lesquelles s'avèrent souvent complexes (screening multirésidus nécessaire). Ces difficultés analytiques expliquent que tous les cas d'empoisonnement ne soient pas élucidés.

Au final, la probabilité qu'un empoisonnement par une substance soit pris en compte par ce type de réseau est relativement faible. Par ailleurs, il convient de rappeler que ces réseaux ne concernent que les animaux de la faune sauvage et éventuellement les abeilles. Les poissons, les insectes autres que les pollinisateurs et les organismes du sol ne sont pas pris en compte du fait de cette sélectivité importante.

3.1.5.3. Bilan

Il existe peu de réseaux de suivi des impacts des pesticides sur les organismes sauvages au niveau européen et les informations disponibles sont fragmentaires et très spécifiques (les données concernent essentiellement la faune sauvage et, dans une moindre mesure, l'abeille domestique), ce qui rend difficile l'analyse de ces impacts et de leur évolution. Il semble toutefois que les incidents qui surviennent lorsque les produits sont utilisés conformément aux usages autorisés soient beaucoup moins fréquents que ceux qui découlent d'un mauvais usage ou d'un usage abusif.

Dans la plupart des cas, les impacts observés ne peuvent être attribués à une substance en particulier du fait de la présence fréquente de mélanges de substances et des interactions possibles entre les substances au sein de ces mélanges.

La probabilité qu'un incident soit recensé par les réseaux de surveillance comme le SAGIR ou le WIIS est faible, mais le pourcentage d'incidents qui sont effectivement recensés n'est pas connu. Il est donc impossible de quantifier la sous-estimation de l'information.

3.1.6. Conclusions sur le suivi de la qualité des milieux et des impacts

La figure 3.1-12 illustre la situation actuelle en termes de suivi de la qualité des milieux et des impacts sur les écosystèmes, au niveau national.

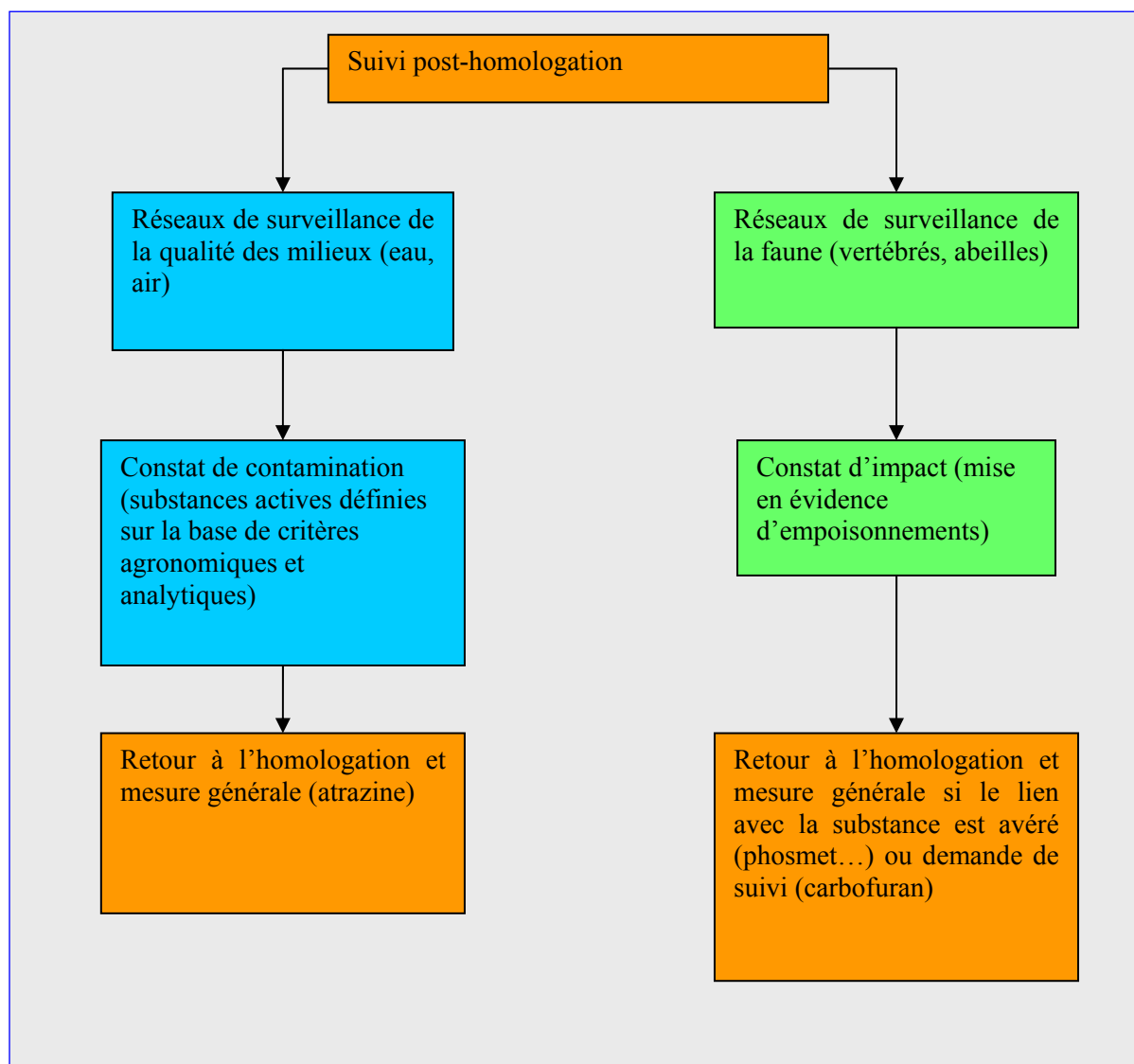


Figure 3.1-12. Récapitulatif des actions de suivi de la qualité de l'environnement et des impacts des produits phytopharmaceutiques en France, illustrant, lorsqu'elles existent, les interconnexions entre elles et avec la réglementation.

Assez logiquement, les suivis concernent des molécules mises sur le marché et utilisées en agriculture et se placent par conséquent dans le contexte post-homologation. L'homologation, ou procédure de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques implique la démonstration scientifique, par une évaluation de risque, que l'utilisation des produits dans le respect des "bonnes pratiques agricoles" ne présente pas de risques sanitaires ou environnementaux.

Cependant, l'existence d'une procédure préalable d'évaluation des risques ne signifie pas la possibilité de s'affranchir d'outils de suivi. D'une part, sa mise en place reste récente au regard du nombre de produits actuellement sur le marché et la ré-évaluation de l'ensemble du catalogue demande du temps. D'autre part, l'évaluation est effectuée dans un cadre réglementaire et débouche sur une autorisation (ou non) de mise sur le marché d'un produit donné : elle n'inclut pas et ne saurait inclure une évaluation de risques associant l'exposition simultanée des organismes à des produits associés dans la

conduite d'une culture. Le risque lié aux multi-expositions, s'il est tout à fait pertinent d'un point de vue scientifique, ne relève pas de la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Enfin, l'évaluation des risques est réalisée en considérant que la substance est utilisée dans le respect des "bonnes pratiques agricoles", alors que les incidents écologiques qui sont constatés correspondent fréquemment à un mauvais usage, lequel ne saurait être pris en compte dans la procédure d'évaluation réglementaire. L'enregistrement précis des pratiques réelles permettrait de pallier ces problèmes.

La mise en place d'un dispositif de suivi reste donc le seul moyen d'assurer que les produits autorisés ne compromettent pas la qualité des milieux et soient utilisés correctement à l'échelle nationale.

En ce qui concerne les réseaux de suivi, leur couverture n'est à l'heure actuelle pas suffisante pour fournir un véritable "retour du terrain" suite à l'utilisation des produits. Concernant les impacts, ils ne s'intéressent aujourd'hui qu'à un nombre limité d'organismes (vertébrés et parfois abeilles) sans que ces groupes soient nécessairement les plus "à risque" par leur mode d'exposition ou par leur sensibilité aux produits. Concernant les milieux, le compartiment sol n'est actuellement pas considéré comme un milieu à suivre pour sa qualité, alors qu'il est le siège de nombreux processus écologiques et agronomiques clés et que le transfert de produits depuis les parcelles traitées jusqu'au milieu aquatique par exemple est fortement dépendant de l'état de contamination à court et à long terme de ce compartiment. Le fait que l'accent, sur le plan des impacts, soit mis sur des organismes "terrestres", dont les modalités d'exposition dépendent fortement du devenir et du comportement des produits dans les sols, alors que l'accent en terme d'évaluation de la contamination soit mis sur les milieux aquatiques illustre bien la déconnexion entre les deux types de suivi.

Cette déconnexion concerne les réseaux de suivi de la qualité des milieux entre eux, avec les réseaux de suivi des impacts, les instances d'information sur les pratiques agricoles et les instances réglementaires. Elle induit autant d'inconnues dans les éléments d'analyse des constats d'impact ou de contamination observés et en limite par conséquent la portée.

Il en résulte :

- le risque de ne pas concentrer les efforts de suivi sur les organismes les plus sensibles aux produits utilisés dans un contexte agronomique donné (insectes auxiliaires en vigne, organismes aquatiques dans les bassins versants de vergers sur lesquels l'effort phytosanitaire est surtout basé sur l'emploi d'insecticides, etc. ; il est alors possible de parler d'une déconnexion entre suivi des impacts et homologation) ;
 - le risque de passer à côté de contaminations en ne suivant pas le bon composé (certaines molécules peuvent être mieux tracées par le biais d'un produit de dégradation ou métabolite ; il est alors possible de parler d'une déconnexion entre suivi des contaminations et homologation) ;
 - le risque de ne jamais pouvoir identifier le produit à l'origine d'un incident en raison d'une possible déconnexion entre suivi des impacts et suivi des contaminations ;
 - le risque de ne pas pouvoir interpréter les constats de contamination en termes d'impact (déconnexion entre suivi des impacts et suivi des contaminations) ;
- et donc le risque de ne pas, malgré les moyens investis, être en mesure de prendre la décision la plus adaptée suite au constat d'impact ou de contamination, et de n'avoir pour seul moyen de réponse qu'une mesure générale visant à interdire un produit.

La figure 3.1-13 est une représentation des liens possibles entre les différentes actions pour réunir les divers éléments d'analyse des constats d'impact ou de contamination nécessaires à la mise en place de mesures correctives adaptées. Elle reprend les idées explicitées ci-dessus.

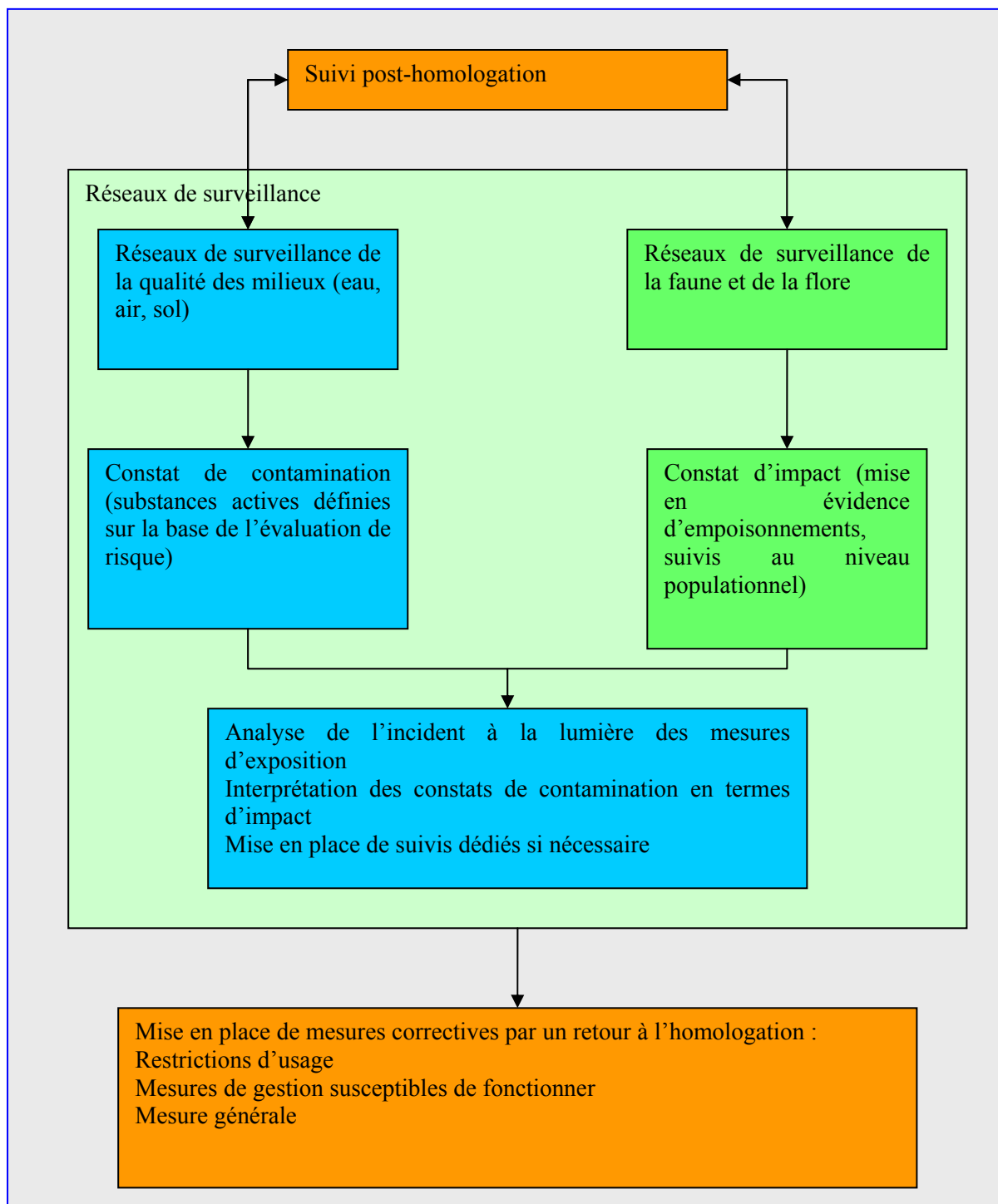


Figure 3.1-13. Illustration d'une mise en œuvre des actions de suivi de la qualité de l'environnement et des impacts des produits phytopharmaceutiques en France, illustrant les interconnexions entre elles et avec la réglementation, qui permettrait la mise en place des mesures correctives correspondantes.

3.1.7. Synthèse du 3.1.

Les données disponibles au niveau de l'ensemble des réseaux de suivis existants témoignent d'une contamination probablement généralisée et récurrente, voire chronique, des eaux, de l'air et du sol dans la plupart des régions françaises, mais également européennes. Cette contamination peut être notamment observée à des degrés divers pour tous les milieux aquatiques (eaux continentales de surface et souterraines, eaux côtières) et toutes les phases atmosphériques.

Cependant, hormis l'indication de l'existence de cas de contamination, les données actuellement disponibles ne permettent pas une évaluation objective du niveau, de la variabilité et de l'évolution de la contamination des différents milieux. En effet, de nombreux biais affectent ces données :

- Les réseaux d'observation présentent une couverture partielle et biaisée des espaces concernés. Cela est vrai pour tous les compartiments de l'environnement, l'eau bien entendu, mais aussi l'air et le sol pour lesquels les réseaux de surveillance sont encore très limités, voire, dans le cas du sol quasi-inexistants.
- Les stratégies spatiales et temporelles d'échantillonnage sont très hétérogènes d'un réseau à un autre et elles sont globalement très insuffisamment raisonnées en fonction des processus et des sources de variabilité intrinsèques aux milieux surveillés.
- La liste des substances recherchées est limitée, tant à cause de problèmes méthodologiques du point de vue de l'analyse que des coûts induits. Elle est bien inférieure à la gamme de substances, molécules-mères ou produits de dégradation, issues des traitements phytosanitaires, susceptibles d'être à l'origine d'une contamination.
- Les principes d'interprétation des données acquises sont insuffisamment développés et ils ne font pas l'objet d'un consensus clair entre les spécialistes concernés. Ils sont donc souvent très différents entre les divers organismes chargés d'étudier les données disponibles.
- Il subsiste des problèmes méthodologiques importants pour la quantification des concentrations en pesticides dans les différentes phases de l'environnement. La performance des méthodes analytiques est très variable et dans certains cas les seuils de détection restent trop élevés par rapport aux besoins.

La connaissance de la contamination des milieux n'est pas une information suffisante à elle seule pour autoriser une évaluation des impacts biologiques. En effet, il est nécessaire d'y adjoindre la connaissance de niveaux-seuils pour lesquels les impacts seront susceptibles de se produire. Malheureusement, ces seuils sont mal cernés pour de nombreuses raisons qui sont détaillées dans la section 3. de ce chapitre. L'une de ces raisons est l'existence d'interactions possibles entre les substances ou avec les caractéristiques spécifiques des milieux contaminés qui font qu'il est difficile de définir un seuil unique par substance. Au total, on assiste donc, du fait des besoins réglementaires, à la fixation de seuils de qualité "universels", dont la définition ne repose pas sur l'évaluation des risques d'impact d'une substance donnée, mais sur d'autres considérations comme par exemple les limites de performances des méthodes d'analyse chimique. Ainsi, des seuils ont été définis pour les différents milieux aquatiques afin de réglementer leur usage et les besoins éventuels d'intervention en fonction des niveaux de contamination observés. Aucun seuil de qualité n'a en revanche été défini jusqu'à présent pour les différentes phases atmosphériques et les sols.

L'absence de seuils d'impact définis *a priori* impose de procéder à un suivi *a posteriori* des impacts éventuels. La mise en place de réseaux de suivi des impacts couplés aux réseaux de suivi de la contamination de l'environnement serait donc hautement souhaitable. On ne peut que constater l'absence d'une telle démarche, puisque non seulement les réseaux existants de suivi des impacts ne sont pas couplés, mais surtout ils sont extrêmement limités en nombre et très spécifiques, ne concernant essentiellement que la faune sauvage et l'abeille domestique.

L'une des attentes fortes vis-à-vis des données relatives à l'état de contamination de l'environnement est la possibilité d'identifier l'origine de cette contamination et de caractériser le contexte dans lequel elle s'est produite afin de pouvoir agir à l'amont en vue de la limiter, voire de la supprimer. Dans l'état actuel des informations disponibles sur les pratiques agricoles et l'utilisation des produits phytosanitaires aux échelles régionales ou infra-régionales, la recherche des sources de contamination n'est pas envisageable. Les informations existantes sont le plus souvent très frustrées et ne sont pas nécessairement disponibles aux échelles pertinentes ou sur les territoires concernés par les réseaux de suivi des contaminations et des impacts.

3.2. Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement : facteurs majeurs

Nous distinguons ci-dessous le devenir et le transfert des pesticides aux échelles parcellaires et supra-parcellaires. L'échelle parcellaire est limitée sur le plan vertical à l'horizon racinaire. En conséquence les transferts vers les nappes sont traités dans la section consacrée à l'échelle supra-parcellaire.

3.2.1. Devenir et transfert à l'échelle parcellaire

3.2.1.1. Distribution entre compartiments à l'épandage

La bonne compréhension de la répartition des pesticides entre les différents compartiments environnementaux "primaires" (sol, végétation et air) lors de l'épandage est essentielle pour un paramétrage correct des modèles de transfert dans l'environnement (eau, sol, air) à d'autres échelles, voire des modèles d'absorption par l'homme ou la faune par voie respiratoire.

Trois types d'épandages sont alors à considérer :

- la fumigation pour la stérilisation des sols réalisée par pulvérisation, irrigation ou injection,
- l'utilisation de granulés, de micro-granulés, de semences enrobées incorporés ou non dans le sol (nématocides par exemple),
- la pulvérisation (qui représente 95% des techniques d'épandage).

Fumigation

Pour les opérations de fumigation menées sans précautions particulières, des pertes dans l'air très élevées ont été constatées, allant jusqu'à 90%. En post-application, et lors d'expérimentations de laboratoire, Sullivan *et al.* (2004) ont observé pour des périodes de 72 heures des taux de pertes allant de 10% par injection à 20% pour des applications par chemigation. Tous les auteurs décrivent l'influence des caractéristiques du sol sur ces phénomènes. En post application, les pertes dans l'air restent toutefois importantes et de l'ordre de 20 à 30% pour des profondeurs d'injection de 20 cm (Van Den Berg *et al.*, 1999) (voir aussi le paragraphe 3.2.1.4). Les risques pour l'eau semblent par ailleurs plus importants si les applications sont suivies d'épisodes pluvieux importants. C'est pourquoi les techniques de fumigation par injection sous films étanches sont maintenant préconisées (Yates *et al.*, 2002). Ces opérations sont très bien encadrées et menées par des professionnels formés à l'exercice.

Granulés-semences enrobées

L'utilisation de granulés, micro-granulés ou semences traitées peut engendrer l'émission de fines particules vers l'atmosphère qui vont pouvoir se déposer (ou non) en proximité de parcelle. Le paragraphe 3.2.2.1 détaille ces aspects. Par contre, leur incorporation dans le sol réduit a priori les pertes dans l'air en concentrant les composés dans le sol.

Pulvérisation

Pour la pulvérisation et à l'échelle de la technique d'application (autour de la machine et par extension à l'échelle d'une parcelle), de nombreuses études expérimentales ont été menées pour déterminer la répartition entre le sol, la végétation et l'air. Les phénomènes sont multiples, comme décrit dans la figure 3.2-1.

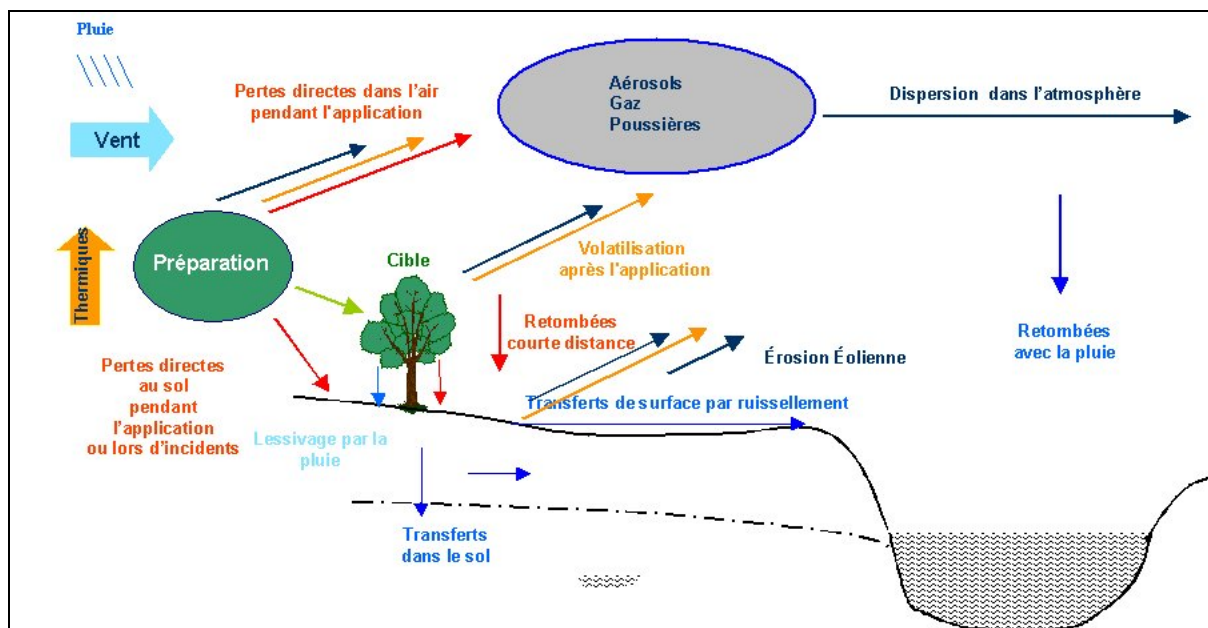


Figure 3.2-1. Mécanismes mis en jeu lors des épandages par pulvérisation. Les flèches indiquent les interactions avec les différents compartiments

Ainsi, durant l'application et suivant le stade de développement de la végétation, 10 à 70% des produits peuvent être perdus au sol (Jensen, 2003) alors que c'est jusqu'à 30 à 50% des produits qui peuvent être perdus dans l'air sous forme de gouttelettes ou de gaz (Van Den Berg *et al.*, 1999). De nombreuses études traitent de ce problème mais elles ne s'intéressent généralement qu'au devenir des gouttelettes ; on parle alors de "dérive". Aux États-Unis, des données ont été collectées sur l'ensemble des techniques d'application (Spray Drift Task Force, 1997a, 1997b, 1997c. En Allemagne un important travail de référence (Ganzelmeir, 2003) a permis de construire des tables de dépôts des gouttes en fonction de la distance sous le vent de la parcelle, et une méthode de classification des équipements permettant de limiter cette "dérive" (Rautmann, 2004). Enfin, le *Central Science Laboratory* anglais a compilé des données expérimentales pour définir un *Local Environmental Risk Assesment for Pesticides* (LERAP ; Gilbert, 1999) et proposer une classification des matériels en fonction de leur capacité à réduire la dérive (LERAP, 2001; LERAP, 2002). Toutes ces études ont par ailleurs conduit à définir un projet de norme pour la mesure des pertes dans l'environnement (ISO, 2003) très appréciable en terme de comparaison de matériels entre eux, mais insuffisant pour juger de l'importance globale des pertes dans l'environnement. Suivant les cas, certains auteurs estiment que la part de produit qui n'atteint pas la cible visée ne représente que quelques % alors que des pertes de 20 à 30% voire beaucoup plus ont parfois été mesurées (Van Den Berg *et al.*, 1999 ; Da Silva, 2001 ; Da Silva *et al.*, 2001). Des travaux abordent par ailleurs les effets de la régularité des applications (surdosage ou sous-dosage locaux) dus aux mouvements des appareils d'épandage ou à l'imprécision des applications (Lardoux, 1998) et la nécessité de contrôler cette régularité pour réduire les quantités épandues et limiter les problèmes de résistance aux pesticides. Il est par ailleurs important de noter l'incertitude relativement élevée concernant la mesure de la dose appliquée au champ, en lien notamment avec l'hétérogénéité spatiale de l'application, au sol comme sur la végétation. Ce dernier point a notamment été discuté pour des épandages d'atrazine et d'alachlore (Briand, 2003).

Pour mieux appréhender ces mécanismes, de nombreuses équipes s'intéressent aux procédés de pulvérisation. Le phénomène de fragmentation du liquide en sortie de buse est alors l'élément majeur à prendre en compte car il contribue directement à la composition des nuages de gouttes. Suivant leur diamètre et leur vitesse d'éjection, les gouttes peuvent dériver (les plus fines et les plus lentes) ou rebondir sur les cibles (les plus grosses et les plus rapides) et en conséquence se distribuer différemment entre les différents compartiments.

La taille et la vitesse des gouttes dépendent :

- de la géométrie interne des buses utilisées et de la pression d'injection,
- des caractéristiques physiques des produits pulvérisés,
- des conditions ambiantes.

L'influence des propriétés physiques des produits est essentielle. Les bouillies pulvérisées sont en effet composées de molécules actives, d'un support (eau ou huile), et d'adjuvants. Les adjuvants ont des actions diverses de maintien de la formulation, d'applicabilité des produits ou d'accroissement des performances des traitements. Beaucoup d'entre eux ont des effets significatifs sur les propriétés physiques des préparations et par voie de conséquence sur la constitution des sprays et le comportement des gouttes qui les composent (Butler-Ellis, 2001, 2002 ; Miller, 2000 ; Gaskin, 2002 ; Ben, 2004). Les surfactants, qui diminuent les tensions de surface, permettent par exemple d'accroître l'étalement des gouttes sur les cibles, mais occasionnent un volume de gouttes fines plus important. A contrario, certaines formulations (émulsions) permettent de générer des gouttes de plus gros diamètre (Miller, 2000). De plus, tous ces phénomènes sont complexes et dynamiques (migration en surface des surfactants lors de la formation des gouttes), ce qui complique leur étude. C'est pourquoi certains auteurs (PRAAT, 1996 ; Miller, 2002) évoquent la nécessité d'approfondir ces études, notamment pour les systèmes les plus récents. Le comportement des buses avec des produits réels (notamment des buses à injection d'air), les paramètres de fragmentation ou la répartition des gouttes qui en résulte en terme de dépôt ou d'évaporation ne sont par exemple pas vraiment connus.

En conclusion, il apparaît que la distribution entre les différents compartiments de l'environnement des produits pulvérisés est extrêmement variable et très influencée (i) par le procédé de pulvérisation mis en œuvre, (ii) les caractéristiques physico-chimiques de la préparation pulvérisée, (iii) la géométrie de la végétation traitée, (iv) l'adaptation de l'appareil et de ses réglages à cette géométrie, (v) les mouvements des appareils lors des épandages et (vi) les conditions climatiques.

Bilan

- Les pourcentages de substance active qui n'arrivent pas sur les cibles peuvent être très importants. En pulvérisation sur le feuillage, ils peuvent atteindre 10 à 70% vers le sol et 30 à 50% vers l'air. Lors de fumigation du sol, 20 à 30% de pertes dans l'air peuvent se produire.
- L'épandage de micro-granulés, de granulés ou de semences traitées sur ou dans le sol, s'il supprime les départs directs sous forme de gouttes ou de gaz, peut être à l'origine d'émissions de poussières dans le compartiment aérien.
- Les procédés de pulvérisation sont très sensibles aux propriétés physiques des bouillies, aux conditions locales, ainsi qu'aux défauts d'adaptation des appareils à la géométrie de la végétation traitée.
- La régularité des applications joue sur l'efficacité des doses appliquées (quantités utiles).
- Aucune méthode actuelle ne permet de réaliser un bilan complet de la répartition des produits entre les différents compartiments de l'environnement avec des produits réels.
- Les modèles de prédiction de distribution lors des épandages sont encore très insuffisants pour aborder l'ensemble des phénomènes impliqués, notamment la génération d'une phase gazeuse.

3.2.1.2. Rétention-dégradation dans les compartiments

Rappels sur les processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols

La rétention et la dégradation des pesticides dans les sols sont les deux phénomènes fondamentaux conditionnant leur caractère polluant (Barriuso *et al.*, 2005). La rétention est le résultat global d'un ensemble de processus élémentaires, impliquant des interactions avec les constituants organiques et minéraux des sols. De même, la dégradation est la résultante d'un ensemble de processus de dissipation, physico-chimiques et biologiques, qui font diminuer la concentration du pesticide en fonction de cinétiques caractéristiques du pesticide et du milieu.

En fonction des propriétés physico-chimiques des pesticides et des propriétés des sols, les pesticides seront plus ou moins retenus sur la phase solide, conditionnant le partage du pesticide entre les phases solide, liquide et air du sol (Calvet, 1989). La part du pesticide la plus mobile est celle localisée dans les phases liquide et air, et elle constitue la part directement disponible pour la dégradation par les micro-organismes du sol et pour le transfert en profondeur ou par ruissellement à l'origine, respectivement, des contaminations des eaux souterraines et de surface. L'augmentation de la rétention des pesticides diminue les risques de transfert, mais peut rendre difficile leur biodégradation. D'une manière générale, la rétention va conditionner la biodisponibilité, donc la manifestation d'une action toxique, et/ou phytosanitaire dans le cas des produits phytosanitaires appliqués au sol (Barriuso *et al.*, 1994, 2004 ; Alexander, 2000 ; Alexander *et al.*, 2000).

Caractérisation expérimentale de l'adsorption

La rétention des pesticides par les sols est classiquement caractérisée au laboratoire à l'aide d'isothermes d'adsorption et de désorption (Calvet, 1989). Ces isothermes sont des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations du pesticide en solution et retenu sur le sol, à une température donnée. Expérimentalement ces processus sont étudiés sur des suspensions de sol en mesurant la disparition du pesticide de la solution du sol et, par différence avec la concentration initiale, en calculant les quantités de pesticide retenues par le sol. Cette disparition du pesticide de la solution du sol est imputable à l'adsorption, en l'absence d'autres phénomènes (dégradation, diffusion...).

Avec des particules microporeuses, la sorption est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intraparticulaire (dans la littérature on parle de sorption, ce qui correspond au couplage adsorption – diffusion). Dans ces conditions, la libération est due à la désorption et à la diffusion hors des particules solides. La sorption comme la libération sont des phénomènes cinétiques, dont le déphasage est en partie responsable de l'hystérésis observée lors de la plupart des expériences de sorption – désorption (Calvet *et al.*, 2005).

Les isothermes d'adsorption sont décrites par des fonctions mathématiques, parmi lesquelles l'équation de Freundlich est la plus largement utilisée :

$$(x/m) = K_f C_e^n$$

où x/m est la quantité de polluant (x) adsorbée sur une masse de sol (m) ; C_e est la concentration du polluant dans la solution, en équilibre avec la phase adsorbée ; K_f et n , sont des paramètres empiriques, K_f représentant la capacité d'adsorption et n étant un indice d'affinité du polluant pour le sol. Pour de nombreuses molécules, les isothermes d'adsorption sont proches de la linéarité, au moins pour les faibles concentrations. Dans ces conditions, le coefficient n est égal à 1, et l'adsorption est décrite par :

$$K_d = (x/m) / C_e$$

où K_d est le "coefficient de partage" ou de distribution des molécules entre les phases solide et liquide. Couramment ce coefficient de partage est rapporté à la teneur en carbone organique du sol. Ce coefficient de partage normalisé est appelé K_{oc} ("oc" pour "*organic carbon*") :

$$K_{oc} = K_d \times 100 / (\%C)$$

où $\%C$ est le pourcentage de la masse de C organique par masse de terre sèche. On peut trouver des valeurs de K_{oc} pour la plupart des pesticides dans diverses bases de données (par exemple Agritox).

Facteurs de régulation de la rétention

Facteurs liés à la nature chimique des pesticides

Les coefficients d'adsorption (K_f , K_d , K_{oc}) sont corrélés à d'autres valeurs caractéristiques des molécules (Hance, 1969 ; Briggs, 1981 ; Green & Karickhoff, 1990 ; Baum, 1998 ; Gramatica *et al.*, 2000 ; Calvet *et al.*, 2005) . Les plus utilisées sont des relations entre les coefficients d'adsorption et la solubilité des molécules dans l'eau (S_w), le coefficient de partage des molécules entre le n -octanol et

l'eau (K_{ow}), ou des caractéristiques moléculaires des substances. La rétention des pesticides avec des groupements acides ou basiques est modifiée en fonction du pH du milieu qui conditionne le degré de dissociation de la molécule en fonction de son pK_a . La diminution de la polarité des molécules s'accompagne de la diminution de leur solubilité dans l'eau et d'une façon générale de l'augmentation de leur adsorption par les sols. Le même type de corrélation a été publié entre des valeurs de K_{oc} et de coefficients de partage K_{ow} . La diminution de la polarité des molécules organiques provoque l'augmentation de leur K_{ow} , c'est-à-dire de leur affinité pour le *n*-octanol et de leur hydrophobicité. D'une façon générale, plus une molécule est hydrophobe, plus elle est adsorbée sur le sol. Ceci sous-entend l'adsorption sur les sols comme un partage entre une phase aqueuse et une phase organique, en l'occurrence la matière organique du sol.

Les corrélations entre K_{oc} , et S_w ou K_{ow} sont des équations où les différentes variables sont exprimées en logarithmes avec des intervalles de confiance se situant autour d'une unité logarithmique. Donc, avec ce type de corrélations, il est possible d'estimer les K_{oc} avec une approximation d'un facteur allant de 2 à 10. Ceci peut suffire pour une estimation rapide et préliminaire, mais une mesure expérimentale sera nécessaire pour des études plus détaillées.

Facteurs pédologiques

On trouve dans la littérature des relations entre les coefficients d'adsorption de pesticides et certaines propriétés des sols : teneurs en carbone, en argiles ou en oxydes, pH, ... (Barriuso & Calvet, 1992 ; Coquet & Barriuso, 2002 ; Weber *et al.*, 2004 ; Calvet *et al.*, 2005). Une corrélation positive très générale est trouvée entre la rétention et la teneur en matière organique des sols avec la plupart de pesticides et pour la plupart des sols, (Walker & Crawford, 1968 ; Hassett *et al.*, 1981 ; Barriuso & Calvet, 1992 ; Coquet & Barriuso, 2002 ; Weber *et al.*, 2004). Ce type de relation justifie la normalisation des valeurs de K_d en fonction de la teneur en carbone organique des sols et l'utilisation des K_{oc} à la place des K_d pour la comparaison de l'adsorption d'une même molécule sur des sols présentant des teneurs en matière organique différentes (Hamaker & Thomson, 1972). La variable "teneur en carbone" est un facteur explicatif de l'adsorption des pesticides non ionisés. Dans le cas des molécules polaires et/ou ionisables, les constituants minéraux et les propriétés physico-chimiques, en particulier le pH, jouent un rôle déterminant dans leur adsorption. Dans le cas de bases faibles, en plus de la matière organique, d'autres facteurs interviennent, comme le pH (conditionnant le degré de protonation des molécules) ou les argiles (colloïdes minéraux chargés négativement, susceptibles d'adsorber les molécules protonées ; Calvet *et al.*, 1980 ; Barriuso & Calvet, 1992). L'adsorption des acides organiques est très dépendante du pH des sols et de leur teneur en oxydes ; elle augmente très rapidement avec l'acidification du milieu (Barriuso & Calvet, 1992 ; Barriuso *et al.*, 1992).

Utilisation des paramètres de sorption

La mobilité des pesticides est étroitement dépendante des caractéristiques d'adsorption par les sols. De telle sorte que les paramètres permettant la description de ces processus sont utilisés directement ou indirectement (au travers de modèles) pour l'évaluation des risques de mobilité. En raison de la variabilité des données publiées, il est difficile de proposer un classement des pesticides selon leurs propriétés de rétention. Néanmoins, des tendances générales ont été proposées par Calvet *et al.* (2005) : (i) les pesticides anioniques sont les moins adsorbés dans la plupart des sols à l'exception des Oxisols ; (ii) les pesticides cationiques sont parmi ceux qui sont le plus adsorbés ; et (iii) le classement des pesticides non ionisés est représenté sur la figure 3.2-2. : les phénylurées, les dinitroanilines et les pyréthrinoides sont les plus adsorbés sur la base des valeurs minimum et maximum de K_{oc} , et les valeurs de K_{oc} des pesticides sont très dispersées (10 et 10000 L/kg pour la plupart). En conséquence, l'appartenance d'un pesticide à une famille chimique donnée ne permet pas toujours d'en déduire une capacité à être adsorbé.

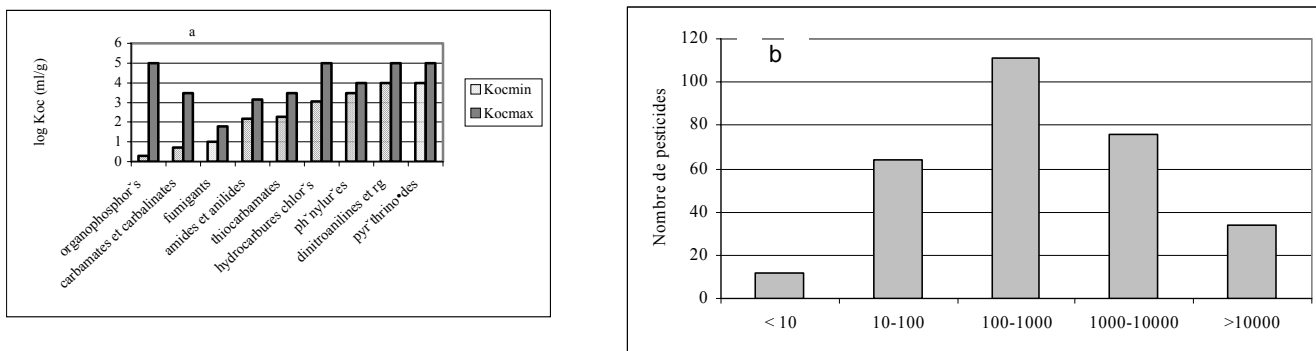


Figure 3.2-2. Classement des pesticides en fonction des valeurs de leurs constantes d'adsorption Koc. A gauche : valeurs minimum et maximum de Koc pour des pesticides appartenant à diverses familles chimiques (d'après Calvet *et al.*, 2005). A droite : distribution de la fréquence des valeurs de Koc pour les pesticides figurant dans la base de données Agritox (Agritox, 2004).

Il est nécessaire d'attirer l'attention sur l'utilisation des valeurs de Koc pour la caractérisation de la rétention. En effet, on ne peut pas considérer le Koc comme une constante "universelle" pour un pesticide donné, des résultats dans la littérature montrant qu'il n'est pas possible de déduire une relation linéaire unique entre le coefficient Kd et la teneur en matière organique du sol (Walker & Crawford, 1968; Hasset *et al.*, 1981; Coquet & Barriuso, 2002; Weber *et al.*, 2004). Certains points méritent d'être soulignés : (i) Le Koc n'est pas un paramètre physico-chimique, c'est un paramètre environnemental qui ne dépend pas seulement des propriétés du pesticide mais aussi des propriétés des sols ; ainsi, les valeurs compilées par Gerstl (1990) montrent une grande variabilité du Koc (coefficient de variation de 44 à 256%), principalement attribuée à la variabilité des sols. (ii) La relation entre Kd et la teneur en matière organique est souvent observée quand celle-ci couvre un grand domaine de valeurs ; en revanche quand ce domaine est limité (0 à 4%), la relation est généralement moins bonne (Calvet *et al.*, 1981). (iii) L'influence de la teneur en carbone organique dépend de la teneur en argile ; quand celle-ci est grande, cette influence est peu marquée, voire inexistante (Hasset *et al.*, 1981).

Par ailleurs, l'adsorption des pesticides sur de la matière organique est dépendante de la polarité des surfaces. Cette polarité est fixée par l'abondance relative des groupes polaires (groupes fonctionnels azotés et oxygénés) et apolaires (groupes fonctionnels carbonés) (Xing *et al.*, 1994 ; Hu *et al.*, 1995). Moins les surfaces organiques sont polaires, plus elles ont une grande affinité pour les molécules hydrophobes. Il est donc compréhensible que la valeur du coefficient Koc dépende de la nature du sol, mais aussi des transformations subies par la matière organique qui modifient sa composition (Calvet *et al.*, 2005). Ainsi, l'humification de la paille de blé et de la luzerne incorporées à un sol limono-argileux entraîne une augmentation du Koc de la terbutryne et du diuron (Gaillardon *et al.*, 1983). L'observation de Benoit *et al.* (1996) sur l'augmentation du coefficient Koc de chlorophénols adsorbés sur de la paille de blé consécutive à l'humification va dans le même sens.

La rétention des pesticides par les sols est décrite avec des constantes d'adsorption et de désorption obtenues en conditions d'équilibre. Mais les phénomènes impliqués dans la rétention évoluent, provoquant des modifications sensibles de ces constantes en fonction du temps de résidence du polluant dans le sol (Boesten *et al.*, 1989 ; Barriuso *et al.*, 1992 ; Gaillardon, 1996). Dans des expériences d'incubation en plein champ ou au laboratoire, on constate que les interactions avec les constituants des sols évoluent de telle sorte que la rétention augmente avec le temps. Cette augmentation de la rétention peut être une conséquence des phénomènes de diffusion : les polluants ayant diffusé à l'intérieur des structures micro-poreuses seraient empêchés de repasser en solution ou le feraient avec des cinétiques de désorption très lentes. Une autre explication possible est l'évolution des interactions responsables de la rétention vers des interactions plus fortes et moins réversibles (Lehman *et al.*, 1990 ; Beigel *et al.*, 1997 ; Cox *et al.*, 1998 ; Koskinen *et al.*, 2001). Celles-ci culminent avec la formation des résidus de polluant non extractibles avec des solvants organiques ; ces résidus sont appelés "résidus liés" (Barriuso *et al.*, 1996).

La plupart des molécules organiques sont susceptibles de former des "résidus non extractibles" dans les sols avec des taux variables (Fig. 3.2-3.), mais pouvant représenter jusqu'à 90% des quantités initialement appliquées (Calderbank, 1989 ; Barriuso *et al.*, 2004). Différentes hypothèses ont été avancées pour expliquer la formation des résidus liés : formation de liaisons covalentes avec d'autres constituants organiques des sols, incorporation dans des polycondensats phénoliques au cours de leur polycondensation, bio-incorporation dans des structures cellulaires due à l'activité métabolique microbienne, blocage dans la micro-porosité des structures colloïdales organiques (Bertin & Schiavon, 1989 ; Calderbank, 1989 ; Lehr *et al.*, 1996 ; Benoit & Barriuso, 1997 ; Dec & Bollag, 1997 ; Scheunert & Reuter, 2000). Toutes ces hypothèses sont basées sur le rôle fondamental que la matière organique et l'activité biologique du sol joueraient dans la formation de ces entités.

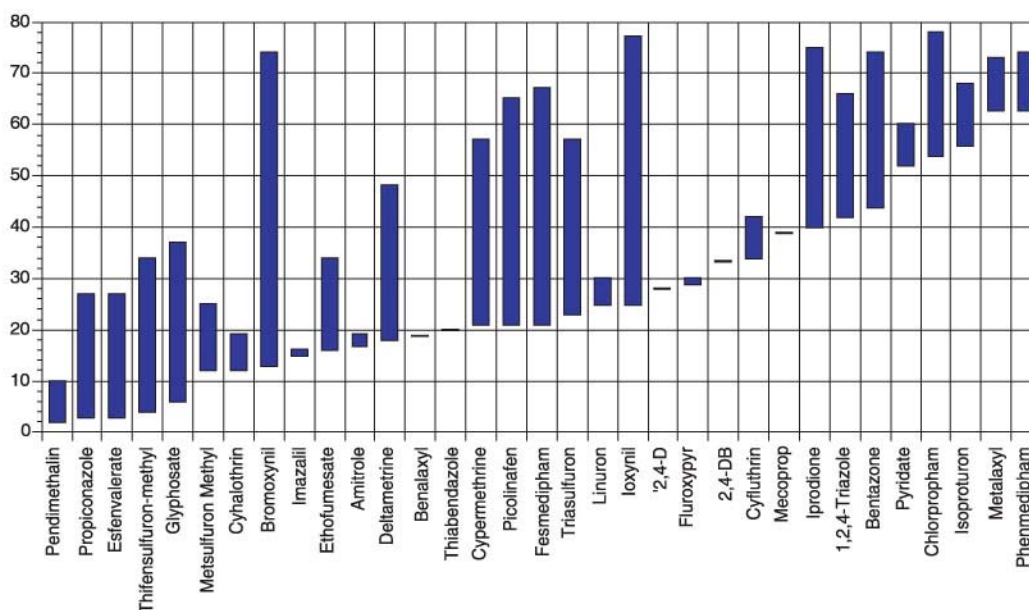


Figure 3.2-3. Distribution des pourcentages de résidus liés formés après 100 jours d'incubation à 20°C (d'après Barriuso *et al.*, 2004, avec des données provenant de <http://europa.eu.int/>).

Rappels sur les principaux mécanismes de dégradation des pesticides dans les sols

La dégradation est la transformation du pesticide provoquant des modifications de sa structure moléculaire avec apparition de métabolites. La minéralisation du pesticide, avec la transformation du carbone organique en CO₂, est le processus ultime de dégradation et il est le seul provoquant la complète élimination du polluant. Les phénomènes impliqués dans la transformation du polluant dans le sol peuvent être abiotiques et biologiques. Il est difficile de faire la part entre les deux, car, le plus souvent, ils se superposent dans le temps et peuvent aboutir à des produits de transformation similaires. D'un point de vue chimique, la plupart des transformations abiotiques et biologiques obéissent aux mêmes réactions : oxydation, réduction, hydrolyses, déhalogénéation... (Bollag & Liu, 1990 ; Wolfe *et al.*, 1990 ; Scheunert, 1992 ; Larson & Weber, 1994). Dans un cas, ces réactions seront initiées ou catalysées par les constituants organiques et minéraux du sol, dans l'autre, elles le seront par les systèmes enzymatiques endo- et exocellulaires. Généralement, la dégradation biologique est quantitativement plus importante que les transformations abiotiques, mais ces dernières peuvent être déterminantes pour certains pesticides particulièrement récalcitrants à la biodégradation.

La caractérisation de la dégradation peut se faire au laboratoire ou au champ. Dans tous les cas il s'agit d'obtenir des informations sur les cinétiques de dégradation, c'est-à-dire, sur l'évolution des concentrations du pesticide dans un volume de sol donné. Au laboratoire, ce type d'information est obtenu à partir d'expériences d'incubation en conditions contrôlées de température et d'humidité sur des échantillons de sol de petite taille. Très souvent, on utilise des microcosmes ou des

biorespiromètres clos (Charnay, 2001). Dans ces circonstances, les données obtenues correspondent bien à la dégradation du polluant, en absence d'autres phénomènes de dissipation (volatilisation, lixiviation...). Par contre, lors des expérimentations de terrain, les conditions climatiques ne sont pas maîtrisées et d'autres phénomènes peuvent s'ajouter à la dégradation provoquant la disparition des polluants dans le volume de sol échantillonné. Dans ces circonstances, on parle de cinétiques de dissipation (Calvet *et al.*, 2005). La compréhension et le paramétrage de la dégradation des polluants est une étape-clé dans la prévision de la persistance et donc des risques de pollution. Les cinétiques de dissipation sont assez souvent décrites par une loi du premier ordre comme de nombreuses observations l'ont montré (Walker, 1970; Walker & Zimdahl, 1981 ; Walker *et al.*, 1983). L'avantage de ce formalisme est de conduire au calcul d'une durée de demi-vie de dissipation qui est le temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale donnée. Ce paramètre permet de classer aisément les pesticides et il est aussi facile à utiliser, en particulier par son introduction dans des modèles numériques globaux. Un ensemble de procédures expérimentales a été élaboré au niveau européen et fournit des indications sur les méthodes et sur les modalités d'exploitation de ce type de résultats (FOCUS, 2004).

Facteurs de régulation des cinétiques de dégradation

Facteurs liés à la nature chimique des pesticides

La nature chimique des pesticides détermine leur dégradabilité intrinsèque. Il n'y a pas une relation univoque entre la stabilité chimique d'une molécule et sa stabilité biologique, mais d'une façon générale les polluants présentant une structure chimique électroniquement stable ou ayant de nombreux substituants halogénés, sont les plus difficilement dégradables (Scheunert, 1992). En ce qui concerne les pesticides, on trouve des intervalles de variation de DT50 très importantes (Fig. 3.2-4). Une analyse de cette variabilité ne permet pas de dégager des lois générales en ce qui concerne la résistance plus ou moins importante des différentes familles de pesticides à la dégradation.

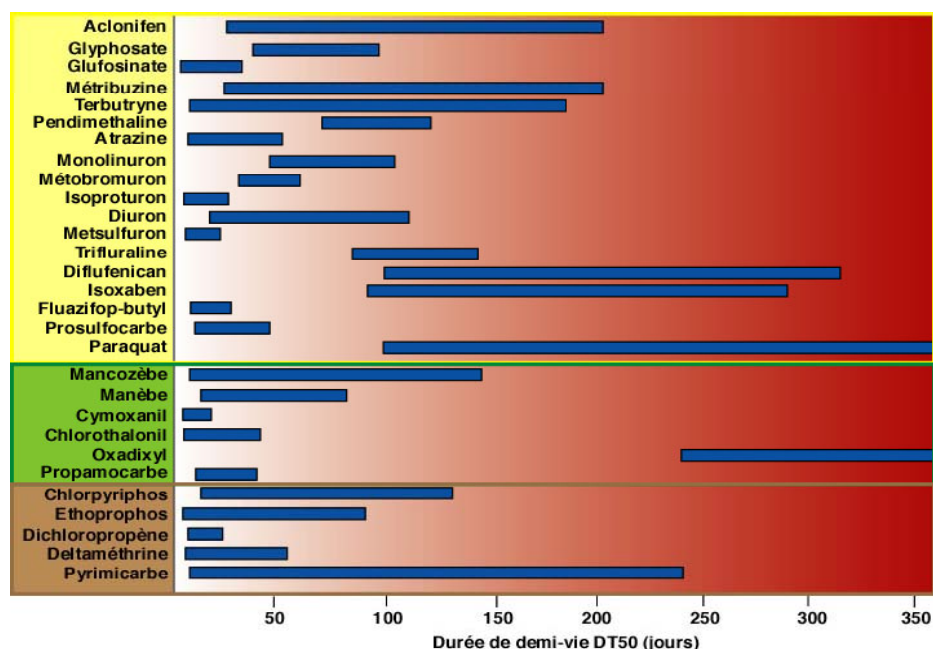


Figure 3.2-4. Variabilité des valeurs de demi-vie de différents pesticides dans les sols : fourchettes de variation des valeurs disponibles dans Tomlin (2000) et Agritox (2004) (d'après Barriuso *et al.*, 2005).

Cette même idée est précisée dans le tableau 3.2-1 qui présente des valeurs moyennes extrêmes publiés (Calvet *et al.*, 2005). Il n'existe pas de relation claire avec la nature de la famille chimique des pesticides. Cela est probablement dû à l'influence des structures chimiques au sein d'une même famille et aux conditions expérimentales très différentes lors de l'obtention de ces données. Bien qu'un classement général ne puisse pas être réalisé, certaines tendances peuvent être soulignées ; ainsi, les acides phénoxyalcanoïques, des carbamates, des urées et des sulfonyles se dégradent plus rapidement que les molécules appartenant à d'autres familles. Différentes approches ont été utilisées pour tenter de relier certaines propriétés structurales à des caractéristiques de biodégradation (voire de minéralisation) (Scheunert, 1992 ; Tunkel *et al.*, 2000 ; Schwarzenbach *et al.*, 2003 ; Calvet *et al.*, 2005). Ces travaux ont permis d'identifier les groupements fonctionnels favorisant la biodégradation (minéralisation). Ainsi, les composés contenant les groupes hydrolysables (les groupes esters d'acides carboxyliques, amides et anhydrides d'ester d'acides phosphoriques) sont rapidement dégradés. De même, les groupes hydroxyl, formyl et carboxyl confèrent aussi une grande biodégradabilité, moindre cependant que les précédents. En revanche, les halogènes et le groupe nitro, particulièrement dans les structures aromatiques, les carbones quaternaires et les azotes tertiaires, ne favorisent pas la biodégradation.

Tableau 3.2-1 Exemples de valeurs moyennes extrêmes de la durée de demi vie de dégradation observée au laboratoire (Calvet *et al.*, 2005).

Famille chimique	Valeur minimum		Valeur maximum	
	t _{1/2, j}	Pesticide	t _{1/2, j}	Pesticide
1,3,5-Triazines	82	métribuzine	152	prométryne
Acides phénoxyalcanoïques	8	mécoprop	31	2,4-D
Azole	3	difénoconazole	1648	diniconazole
Carbamates	3	carbosulfan	202	carbofuran
Organophosphorés	3	mévinphos	45	cadusafos
Pyréthrynoïdes	13	bétacyfluthryne	140	alphaméthryne
Sulfonyles	4	Thifensulfuron méthyle	137	flazasulfuron
Urées substituées	19	isoproturon	87	linuron

Facteurs liés aux conditions climatiques

S'agissant des mécanismes faisant intervenir l'activité des microorganismes des sols, l'humidité et la température ont une grande influence sur les valeurs de DT50. La relation entre la température et la vitesse de dégradation est le plus souvent décrite par la relation d'Arrhenius, du moins dans un domaine limité (0°C < T < 30-40°C) :

$$\text{vitesse} = c.e^{-\frac{\Delta E}{RT}}$$

où ΔE est l'énergie d'activation globale de la dégradation, et où c est un paramètre constant. Le domaine des valeurs de l'énergie d'activation, ΔE, rapporté dans la littérature pour les pesticides est de 20 à 100 kJ mol⁻¹ (Beigel *et al.*, 1999 ; FOCUS, 2004).

La teneur en eau des sols a une influence sur l'activité de la microflore par ses relations, à la fois, avec la biodisponibilité de l'eau et des pesticides et avec l'aération du sol. Il n'existe pas de descriptions mécanistes de la dépendance de la vitesse de dégradation au laboratoire à l'égard de la teneur en eau. Une formulation empirique établie par Walker (1974) est très utilisée :

$$t_{1/2}(T^{\circ}\text{C}) = a.q^{-b}$$

Cette relation décrit la variation de la valeur de la durée de demi-vie (t_{1/2}) en fonction de la teneur en eau (q) à une température donnée (T) ; a et b sont deux paramètres ajustables et dépendant du couple pesticide/sol. L'inconvénient de cette relation est que la durée de demi-vie t_{1/2}, est une fonction monotone de la teneur en eau, alors que les processus microbiens ne le sont pas (Calvet *et al.*, 2005).

Facteurs liés à la réponse de la microflore du sol

L'action du pesticide peut provoquer un ralentissement de l'activité de la microflore du sol et une sélection des populations les mieux dotées pour résister à cette action toxique ou pour l'utiliser comme source de carbone. Dans certaines conditions, on peut avoir un phénomène d'adaptation des populations microbiennes qui peut se traduire par une augmentation de la vitesse de dégradation du pesticide dû à la sélection de souches de micro-organismes ayant des systèmes enzymatiques spécialisés dans la dégradation d'un pesticide. Dans ces circonstances, la biodisponibilité des pesticides vis-à-vis d'une microflore adaptée peut être augmentée (Barriuso *et al.*, 2004).

Suivant une terminologie sans doute critiquable mais consacrée par l'usage, il s'agit d'une dégradation de type "métabolique", par opposition à la dégradation de type "co-métabolique". Le "métabolisme" d'une substance correspond à la possibilité pour un micro-organisme d'utiliser tout ou partie de cette substance pour tirer l'énergie nécessaire à sa croissance. Dans ce cas, le polluant organique constitue un substrat électif pour les micro-organismes capables de le dégrader et qui peuvent ainsi proliférer et augmenter la capacité dégradante du sol (Audus, 1964 ; Horvath, 1972 ; Soulas, 1993).

La notion de "co-métabolisme" est basée sur le fait que certaines transformations des pesticides, souvent partielles, ne permettent pas la récupération de l'énergie nécessaire à l'activité de ces micro-organismes (Horvath, 1972). Cette énergie est alors obtenue grâce à l'oxydation par ces mêmes micro-organismes de la matière organique présente dans le sol. Dans ces circonstances, le polluant organique ne constitue pas un substrat électif de la microflore "co-métabolique" et il ne provoque pas le développement de la capacité dégradante du sol. Aussi, pour une dégradation complète de la molécule, la présence d'un consortium complexe de populations microbiennes spécialisées chacune dans des étapes spécifiques de la voie métabolique est nécessaire. Toute modification de l'équilibre de cette biocénose provoquera l'apparition de produits de dégradation qui auront tendance à s'accumuler.

Le codage génétique du caractère dégradant détermine l'évolution de la population microbienne du sol en termes de diversité et de structure des populations microbiennes. Les gènes codant pour la dégradation des pesticides sont portés le plus souvent chez les bactéries par des éléments extrachromosomiques appelés plasmides (Waid, 1972). Du fait de leur caractère transmissible entre individus d'espèces ou de genres différents, ils permettent la dispersion du caractère dégradant dans une population microbienne d'une façon plus rapide que ne le permettrait un simple processus de reproduction. C'est probablement cette possibilité de transfert des gènes impliqués dans la dégradation qui permet, en partie, d'expliquer la grande diversité des espèces dégradantes que l'on peut trouver dans les sols (Amy *et al.*, 1985 ; Chaudry & Huang, 1988 ; Koiv *et al.*, 1996 ; Bhat *et al.*, 1994). C'est aussi l'une des causes du potentiel important d'évolution de la microflore des sols. Le catabolisme codé par les gènes plasmidiques permet de réaliser les premières étapes de dégradation qui conduisent à des substances de dégradation dont les structures moléculaires sont reprises ensuite dans le cycle métabolique classique de la cellule ; ces fonctions sont alors codées par des gènes chromosomiques. A l'heure actuelle, une preuve indirecte valide cette hypothèse : le nombre de pesticides pour lesquels on observe une dégradation accélérée au fil des années augmente, ceci traduisant une adaptation de la microflore des sols à la dégradation de ces substances. Ce phénomène, qui a été mis en évidence dès les années 50 avec le 2,4-D (Audus, 1964), est resté longtemps sans conséquence pratique importante. Il se manifeste maintenant à une plus grande échelle, pour un nombre croissant de pesticides (Felsot & Shelton, 1993 ; Fournier, 1996 ; Houot *et al.*, 2000). Cela a provoqué des pertes de performances phytosanitaires par exemple pour des pesticides de la famille des thiocarbamates (Kaufman, 1987). De même, certains pesticides réputés persistants ont vu leur durée de demi-vie moyenne diminuer drastiquement, c'est le cas par exemple de l'atrazine (Barriuso & Houot, 1996 ; Rousseaux *et al.*, 2001).

Couplages des phénomènes de rétention et de dégradation

La rétention et la dégradation des pesticides dans les sols ne sont pas des phénomènes indépendants. La rétention conditionne la disponibilité des polluants, et l'adsorption peut jouer un rôle de protection contre la dégradation biologique, ce qui est particulièrement important pour les pesticides présentant les plus grandes capacités de rétention (Alexander, 2000 ; Guo *et al.*, 2000). Néanmoins, dans certains cas, des observations expérimentales sur l'effet de l'adsorption peuvent rester ambiguës. C'est le cas

lors de l'addition des matières organiques aux sols (amendements), qui pour certains pesticides provoquent une diminution de la dégradation, due à une augmentation de l'adsorption (piclorame, diuron, atrazine, paraquat...), mais dans d'autres cas, il y a une augmentation de la dégradation, due à un accroissement de l'activité microbienne par co-métabolisme (2,4-D, linuron, diphénamide, chlorprophame... ; exemples cités par Calvet *et al.*, 2005).

La caractérisation de la persistance des pesticides en conditions de plein champ constitue un exemple de résultante globale de l'ensemble des phénomènes contribuant à la dissipation des pesticides. Les cinétiques de dissipation représentent les variations temporelles des quantités extractibles en considérant que le processus de stabilisation et de formation des résidus liés est l'équivalent d'une dégradation. Pour beaucoup de pesticides, cette dissipation peut être attribuée à la dégradation, qui est donc fréquemment le processus dominant, mais la volatilisation est aussi importante pour les pesticides suffisamment volatils. Les phénomènes de dissipation sont couramment décrits avec des cinétiques de premier ordre. Cependant, il existe des situations où on observe deux phases dans les cinétiques de dissipation ; une première durant 30 à 100 jours où la cinétique apparente est du premier ordre et une deuxième au-delà de cette période qui ne peut pas être décrite avec les mêmes caractéristiques (Baer & Calvet, 1999 ; Richter *et al.*, 2003 ; FOCUS, 2004). Il n'existe pas d'explications définitives, mais il est vraisemblable que la première phase résulte de la dégradation de molécules facilement accessibles et que la seconde soit limitée par la libération et la diffusion moléculaire des molécules retenues dans la matière organique.

Calvet *et al.* (2005) ont procédé à une analyse d'un ensemble des valeurs des durées de demi-vie de dissipation des pesticides (Roberts *et al.*, 1998a, 1998b, Pesticide Manual, 1999 ; AGRITOX, 2004 ; USDA, 2004 ; Fig. 3.2-5). Les durées de demi-vie se situent entre 20 et 100 jours pour les deux tiers des 224 pesticides étudiés. Environ la moitié des pesticides ont une faible durée de demi-vie de telle sorte que la quantité résiduelle du pesticide dans le sol est inférieure à 0,1% de la quantité initialement apportée après une année. Cependant, cette quantité résiduelle après une année est supérieure à 10% de la quantité initialement apportée pour 16% des pesticides étudiés.

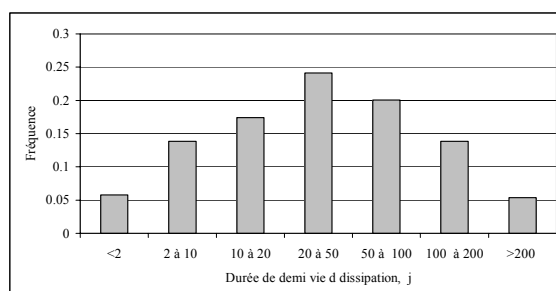


Figure 3.2-5. Distribution d'une collection des valeurs de durée de demi-vie de dissipation (en plein champ) pour 224 pesticides entre différentes classes de persistance (d'après Calvet *et al.*, 2005)

L'apparition des "résidus non extractibles" peut être considérée comme le résultat d'un processus de stabilisation couplant des phénomènes physico-chimiques et biologiques. Elle est le plus souvent considérée comme l'un des processus de dissipation contribuant à l'élimination du pesticide ou à la détoxification du sol contaminé. Effectivement, la première conséquence de leur formation est la diminution de la disponibilité du pesticide (Gevao *et al.*, 2003 ; Barriuso *et al.*, 2004). Mais cette stabilisation ne conduit pas nécessairement à un blocage définitif des résidus. S'agit-il d'un mécanisme de dissipation, avec modification complète de l'identité chimique de la molécule de départ ? Ou s'agit-il d'un mécanisme de stockage avec préservation de l'identité moléculaire ? Si c'est le cas, peut-il être réversible ? Selon la directive 91/414/EEC, on ne peut pas autoriser des pesticides dont la proportion de résidus liés est supérieure à 70% de la radioactivité initiale après 100 jours d'incubation, et si, dans la même période de temps, la minéralisation est inférieure à 5%. Dans ces conditions, des informations complémentaires sur la nature des résidus liés doivent être fournies. Dans le cas d'un dépassement des seuils cités, une autorisation éventuelle du pesticide nécessite d'établir que, dans les conditions pertinentes de terrain, l'accumulation dans le sol des résidus liés est insuffisante pour provoquer une teneur en résidus inacceptables dans les cultures ultérieures et qu'il ne

se produit pas d'effets phytotoxiques inacceptables sur les cultures ultérieures, ni d'impact inacceptable sur les espèces non visées (J.O. - arrêté du 27 mai 1998).

Cet avis réglementaire, utilisé pour l'autorisation des pesticides, contraste avec d'autres avis plus alarmistes qui considèrent les résidus liés comme une "bombe à retardement" en raison du stockage ou de l'accumulation des résidus dans le sol. Cela est à mettre en relation avec la réversibilité de ce stockage ou les possibilités du relargage d'une partie des résidus liés. Il y a des données dans la littérature qui mettent en évidence la libération dans le sol d'une fraction des résidus liés, suite par exemple à des modifications de l'organisation des constituants des sols lors des cycles d'humectation - dessiccation, ou à l'intervention de l'activité biologique dégradant une partie de la matière organique et libérant des résidus qui lui étaient associés (Fuhremann & Lichtenstein, 1978 ; Khan & Ivarson, 1982 ; Yee *et al.*, 1985 ; Dec & Bollag, 1988 ; Dec *et al.*, 1990 ; Gevaio *et al.*, 2001 ; Loiseau & Barriuso, 2002). Des transferts des résidus liés des sols vers les plantes ont aussi été mis en évidence. Cette réversibilité du stockage des résidus liés peut avoir des répercussions environnementales, les faibles proportions des résidus liés libérés pouvant contribuer à l'alimentation progressive à très faibles concentrations du bruit de fond de contamination et donc à la pollution chronique des milieux. On serait alors face à des phénomènes de contamination ultra-diffuse, différée dans le temps. D'un point de vue environnemental, ce phénomène est pertinent car il contribue à maintenir un niveau de concentration donné, donc une présence du polluant. D'un point de vue écotoxicologique, il est plus difficile de se prononcer car les niveaux de concentration sont très bas, probablement inférieurs aux seuils d'effet des tests écotoxicologiques les plus performants. C'est la raison pour laquelle le Comité Scientifique des Plantes de la Commission Européenne a considéré que les quantités additionnelles des pesticides libérées par l'évolution des résidus liés dans les sols étaient trop faibles pour avoir une signification d'un point de vue réglementaire.

Bilan

Immobilisation et rétention

- Les processus de rétention des pesticides dans le sol immobilisent les molécules dans le sol et évitent ainsi, au moins temporairement, une diffusion hors du lieu de rétention vers l'air par volatilisation ou vers l'eau par entraînement dans les flux hydriques.
- La propriété de rétention d'une molécule est généralement définie par le coefficient de partage, K_{oc} , entre phase organique solide du sol et phase liquide. Ce coefficient est surtout pertinent pour les molécules non ionisées, dont la rétention dans un sol est proportionnelle à la teneur en matière organique du sol. Il permet de classer les molécules entre elles. Pour les autres molécules, polaires et/ou ionisables, d'autres facteurs tels le pH du sol, interviennent également et rendent la prédiction de la rétention plus délicate.
- La rétention évolue dans le temps et peut devenir irréversible jusqu'à créer des résidus liés, non extractibles, dont on ne connaît ni la nature chimique exacte, ni la capacité de libération ultérieure.

Dégradation

- Le processus de dégradation est un facteur de dépollution majeur des compartiments environnementaux contaminés par les pesticides s'il aboutit toutefois à une minéralisation totale. Il est donc en principe à favoriser, mais il peut aussi provoquer des pertes d'efficacité des pesticides utilisés pour le traitement des sols.
- La dégradation dépend de la stabilité chimique de la molécule et de facteurs abiotiques (température, humidité) et biologiques (microflore). Les traitements répétés d'un sol avec un pesticide peuvent conduire à favoriser l'émergence d'une microflore dégradante adaptée qui accélère la dégradation de la molécule épanchée.
- Il existe une variabilité importante de la vitesse de dégradation d'une molécule donnée, qui est de ce fait difficile à prévoir.

Couplage des phénomènes de rétention et de dégradation

- La rétention et la dégradation ne sont pas des phénomènes indépendants. La rétention conditionne la disponibilité des produits pour leur dégradation : ainsi les produits à Koc élevés seront mieux "protégés" que les autres. En pratique, c'est le couple rétention-dégradation qui détermine la mobilité des substances. L'indice empirique GUS (*Groundwater Ubiquity Score* = $\log DT_{50}(4 - \log Koc)$), qui donne une indication du potentiel de mouvement d'une molécule en infiltration, est une bonne illustration de cette action couplée.

- Ces deux paramètres sont ceux qui servent à caractériser les risques de mobilité propre à chaque substance dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique préalable à l'homologation. Ils sont de ce fait disponibles pour la majorité des pesticides (base de données Agritox par exemple). Ils sont en revanche rarement disponibles pour les métabolites, qui sont souvent de surcroît des molécules polaires, dont la rétention ne peut être caractérisée par le Koc.

3.2.1.3. Lessivage foliaire

Peu de travaux ont étudié les processus de lessivage foliaire par la pluie. De surcroît, la plupart d'entre eux ont été menés par simulation de pluie sur des plots de taille réduite et ont eu pour objectif principal l'évaluation de la persistance des produits sur le feuillage (Willis & McDowell, 1987). En conséquence, la modélisation de la contamination des sols et des eaux par lessivage foliaire reste encore très empirique (e.g. Smith & Carsel, 1984) et nécessite d'être recalibrée pour chaque type de culture, voire pour chaque substance phytosanitaire étudiée. En effet, elle est globale au niveau du couvert végétal et ne distingue pas les facteurs qui contrôlent la distribution temporelle et spatiale des lessivats sous un couvert.

État des pesticides sur les feuilles

On estime que le résidu total sur la feuille est constitué par une partie non liée et une partie liée. La première partie, liée faiblement à la surface, est susceptible d'être lessivée par la pluie. La deuxième partie correspond à la fraction de pesticide qui a pénétré dans la feuille : cette partie est moins sensible à l'action du climat. C'est pendant la phase initiale de pertes rapides que la plupart du résidu non lié est perdue.

Lessivage foliaire des pesticides par la pluie

En comparaison d'autres processus entraînant le départ des pesticides des feuilles, notamment transport sec et volatilisation, il semble qu'en général le facteur le plus important dans la disparition des pesticides sur le feuillage soit le lessivage par la pluie si du moins cette dernière se produit peu de temps après l'application (Somers et Thomas, 1956 ; Ebeling, 1963 ; Smith *et al.*, 1981 ; Willis *et al.*, 1985, 1988, 1986, 1992). Le lessivage foliaire est un phénomène très variable, qui dépend de la nature chimique du pesticide, du temps passé entre le traitement et l'occurrence de la pluie, de l'intensité et de la durée de la pluie (Leonard, 1990). Dans les études existantes, les plus nombreuses sont celles qui concernent les insecticides, et on peut voir de manière générale que pour les composés lipophiles, les pertes par lessivage foliaire atteignent approximativement 5-10% du produit appliqué; et que pour les composés polaires, ces pertes peuvent atteindre jusqu'à 70-80% (Leonard, 1990). On observe souvent que la concentration de pesticide dans l'eau de lessivage décroît hyperboliquement en fonction du volume de précipitation (McDowell *et al.*, 1987 ; Leonard, 1990). Dans ce qui suit sont présentés successivement les informations relatives à l'influence de chacun des facteurs influençant la dynamique de lessivage foliaire.

Nature chimique du pesticide

McDowell *et al.* (1985) ont observé qu'il existe une différence de comportement des pesticides qui peut être attribuée à une différence de solubilité et de nature chimique. Concrètement, ces auteurs ont noté que la fraction moyenne lessivée du methyl-parathion, molécule très soluble, décroît exponentiellement avec le temps après application et linéairement avec la concentration présente sur la

plante, alors que pour le toxaphène et le fenvalérate (moins solubles), la fraction moyenne lessivée est constante, indépendamment du temps écoulé après l'application et de la quantité de produit sur la plante.

Temps entre le traitement et la pluie

L'intensité du lessivage est maximale lorsqu'il se produit peu de temps après l'application du pesticide. Ainsi, Willis *et al.* (1988) ont trouvé que 63% du carbaryl appliqué était lessivé par 25 mm.h⁻¹ de pluie, deux heures après l'application. De même Pick *et al.* (1984) ont observé que 2 à 5 mm de pluie une heure après l'application étaient suffisants pour lessiver 50% du dépôt initial de pesticide. Dans cette même étude, il a été remarqué que la résistance au lessivage augmentait au fur et à mesure que le dépôt devenait plus âgé. Par exemple, perméthrine et sulprofos deviennent plus résistants au lessivage par la pluie lorsque le délai entre l'application et la pluie initiale augmente (Willis *et al.* 1994). Pick *et al.* (1984) considèrent que la vitesse à laquelle un pesticide pénètre dans la feuille détermine sa résistance au lessivage par la pluie. Ainsi, certains considèrent qu'en moyenne la période la plus critique pour les pertes par lessivage foliaire correspond aux deux premiers jours suivant le traitement (Smith *et al.*, 1981).

Effet de la quantité de pluie vs. l'intensité de pluie

De nombreuses études ont montré que l'effet de la quantité de pluie sur le lessivage foliaire est beaucoup plus marqué que l'effet de l'intensité (Pick *et al.*, 1984 ; Willis *et al.*, 1988 ; Leonard, 1990) et que, même s'il existe une différence significative entre les concentrations et les quantités lessivées du fait de l'intensité, cet effet peut être ignoré dans la pratique (Willis *et al.*, 1982, 1988).

Effet des adjuvants

L'influence des adjuvants sur la quantité de produit lessivé semble être réduite. Par exemple, Willis *et al.* (1992) n'ont pas remarqué de différences significatives entre le lessivage de méthyl-parathion et de fenvalérate appliqués normalement et appliqués avec de l'huile comme "transporteur". Nigg *et al.* (1977) ont également constaté que l'inclusion d'huile ne changeait pas la vitesse de dégradation de l'éthion. Selon Pick *et al.* (1984), l'addition d'agents mouillants ne modifie pas la dynamique de lessivage des pesticides. Par contre, Burchfield & Goenaga (1957), ont trouvé que l'utilisation d'adjuvants est essentielle quand l'application est faite sur des feuilles présentant une cuticule épaisse.

Modélisation du lessivage

Deux modèles principaux sont disponibles pour reproduire le phénomène de lessivage : existent CREAMS (Knisel, 1980 ; Willis *et al.*, 1980) et FWOP (Smith & Carsel, 1984). Ils sont très proches et de nature empirique. Ils considèrent que le pesticide sur le feuillage est divisé en résidu lié et résidu non-lié, qui seul est susceptible d'être lessivé. Le lessivage est calculé pour chaque pluie à partir du résidu non-lié, en lui soustrayant la quantité perdue de pesticide calculée en proportion de la quantité de résidu non lié.

Bilan

- Le lessivage est une source potentiellement significative de diffusion des pesticides à application foliaire vers le sol et les eaux. Il peut concerner plusieurs dizaines de % du pesticide appliqué sur le couvert végétal.
- Il s'agit d'un processus primaire de contamination du milieu pour les fongicides et insecticides. Mais il est peu étudié et sa modélisation est à l'heure actuelle particulièrement rudimentaire.

3.2.1.4. Volatilisation

La volatilisation peut avoir lieu par transfert depuis un sol nu, depuis un couvert végétal (ou depuis un sol nu avec couvert végétal) ou depuis une surface aquatique dans le cas d'application en riziculture notamment ou depuis des fossés contaminés. Les fumigants constituent une application à part.

Grâce à des développements à la fois expérimentaux et en modélisation, des connaissances ont été acquises sur la volatilisation surtout depuis le sol et moins depuis la plante, bien qu'elle soit reconnue plus intense et rapide (van den Berg *et al.*, 1999). Les flux de volatilisation mesurés dans différentes situations ont des valeurs variant de $0,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ à $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, représentant alors de quelques 0,1 % jusqu'à quelques dizaines de pour-cent de la dose appliquée (voire plus pour les fumigants) sur une durée de quelques jours à quelques semaines (Bedos *et al.*, 2002). Ces transferts sont donc très variables en intensité et en durée selon (voir figure 3.2-6.) :

- la nature physico-chimique du composé (pression de vapeur saturante, constante de Henry, K_{oc}),
- les pratiques culturales (mode d'application, incorporation ou non au sol, distribution du produit sur la surface foliaire),
- les conditions pédo-climatiques locales (température, vent, précipitations, rayonnement solaire *via* la photodégradation, contenu en eau ou en matière organique du sol, etc.) et la nature de la surface pour les applications foliaires (forme, mouillabilité).

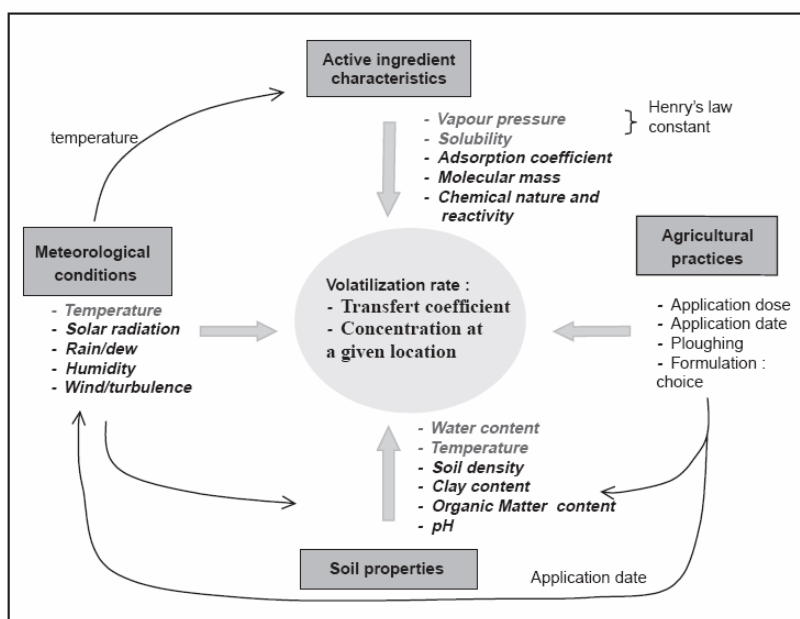


Figure 3.2-6 : Facteurs influençant la volatilisation depuis le sol (d'après Bedos *et al.*, 2002).

Les flèches représentent les différentes interactions. Étant donné que la pression de vapeur, la solubilité ou le coefficient d'adsorption dépendent de la température, une flèche joint les cases "Conditions météorologiques" et "Caractéristiques physico-chimiques".

Certains composés, *a priori* les plus volatils, présentent un pic de volatilisation depuis le sol juste après leur application, puis le flux de volatilisation décroît dans le temps ; d'autres, moins volatils que les précédents, présentent un flux moins élevé au départ mais plus "stable" dans le temps. Cette différence de comportement a été notée par Jury *et al.* (1983) qui ont défini trois classes de potentiel de volatilisation selon la constante de Henry du composé. Par ailleurs, les observations ont permis de noter un cycle diurne de volatilisation que l'on n'interprète pas entièrement pour l'instant (Pattey *et al.*, 1995 ; Briand *et al.*, 2003 ; Bedos *et al.*, 2004) en liaison avec les couplages entre processus et leur compétition (volatilisation/adsorption) ainsi qu'à la méconnaissance de certains processus comme l'adsorption du composé en phase gazeuse sur le sol (que l'on peut supposer exister à la surface du sol en cas de dessèchement).

La formulation du pesticide représente une propriété fondamentale conditionnant la disponibilité de la matière active pour les transferts. Par exemple, Wienhold & Gish (1994) ont noté un effet de l'encapsulation sur la volatilisation, mais cet effet peut être différent selon le pesticide considéré. L'utilisation de ce type de formulation a aussi été discutée par Taylor & Spencer (1990) en terme économique et en terme de risque de pertes par ruissellement. Cependant, peu de travaux ont porté sur le sujet et l'influence des adjuvants sur le comportement des pesticides en post-application est très peu

connue. En particulier se pose la question de savoir, pour une même formulation, à quel point des adjuvants différents peuvent modifier le comportement de la substance active.

Méthodes et limites

Approches expérimentales

Des méthodes d'études existent à plusieurs échelles (au laboratoire, avec des éléments marqués ou non, en tunnels de ventilation, au champ). Les méthodes au champ reposent sur des méthodes micrométéorologiques classiques (Majewski, 1999) utilisées depuis longtemps pour d'autres composés chimiques. Les incertitudes portent sur la mesure des concentrations dans l'atmosphère, sur les pertes depuis les surfaces traitées pendant l'application et juste après (souvent les mesures commencent à la fin de l'application afin de limiter la confusion avec les pertes par volatilisation depuis les gouttelettes de spray, cf. les conclusions du Workshop "*Emission of Pesticides into the Air*", Alterra/ Forschungszentrum Jülich/ Inra, Wageningen, février 2004).

Modélisation

L'interprétation des observations ainsi que l'extrapolation à d'autres situations nécessite le développement de modèles. Les modèles existantes (Bedos *et al.*, 2005) vont de relations empiriques (Woodrow *et al.*, 1997) jusqu'à des modèles mécanistes (PEM ; Scholtz *et al.*, 2002), en passant par des solutions analytiques (Jury *et al.*, 1983) et les modèles décrivant le comportement des pesticides dans l'environnement, préconisés pour l'homologation (PRZM, MACRO... ; Vanclooster *et al.*, 2003). Certains modèles sont basés sur une approche mécaniste à une échelle temporelle horaire comme PEM (Scholtz *et al.*, 2002) ou Volt'Air (Cellier *et al.*, 2004), pertinente pour l'interprétation des observations. Les groupes de recherche butent à l'heure actuelle sur le couplage de processus et la description de l'état de surface (cf. Workshop "*Emission of Pesticides into the Air*" cité plus haut). En ce qui concerne la volatilisation depuis la plante, si des modèles ont été développés (Scholtz *et al.*, 2002 ; Leistra *et al.*, 2005), ils sont confrontés au manque de jeux de données complets pour les valider ainsi qu'au manque de connaissance des processus en compétition avec la volatilisation : ad(b)-sorption par la plante, (photo)-dégradation, lessivage par la pluie, etc.

De manière générale, il y a une incertitude sur la précision et la fiabilité des valeurs indiquées dans les bases de données pour les caractéristiques physico-chimiques des composés et leur évolution avec la température. De plus, peu d'études portent sur les métabolites.

Il est à noter qu'une synthèse bibliographique est en cours de rédaction par le groupe de travail FOCUS air sur les émissions de pesticides vers l'atmosphère et les outils disponibles.

Cas spécifiques

Impact de la présence d'un couvert végétal sur la volatilisation depuis le sol

La présence d'un couvert végétal modifiant les conditions locales, on peut penser que ces modifications vont avoir des conséquences sur la volatilisation du composé depuis le sol. Par ailleurs, on peut aussi penser que le couvert végétal est susceptible d'absorber une partie du composé volatilisé mais il y a à notre connaissance peu de travaux sur le sujet.

Volatilisation depuis une surface aqueuse

La volatilisation depuis une surface aqueuse constitue une voie de dissipation pour les applications en riziculture, et depuis les fossés contaminés. Taylor & Spencer (1990) ont signalé l'existence d'un manque de données sur ce phénomène pour les pesticides (les études ayant plutôt porté sur les PCB ou d'autres composés toxiques volatils). Ils citent les travaux de Liss & Slater (1974) pour la modélisation des échanges à l'interface eau-air. On peut aussi noter l'existence de travaux expérimentaux en laboratoire (Sanders & Seiber, 1983 ; Maguire, 1991). Maguire (1991) a ainsi noté que la volatilisation constituait une voie de dissipation majeure des pesticides peu solubles appliqués en surface (depuis la fine couche de surface). Lorsque le pesticide pénètre plus en profondeur dans l'eau, cette voie de dissipation est moindre. Les caractéristiques physico-chimiques des composés

(constante de Henry) influencent le processus, ainsi que les conditions climatiques (température par exemple) et les transferts verticaux dans la colonne d'eau (Bidleman, 1999).

Fumigants (voir aussi 3.2.1.1)

Les fumigants présentant des pressions de vapeur élevées, leur transfert dans le sol se fait donc essentiellement en phase gazeuse. Cela implique d'employer des méthodes d'application spécifiques appropriées afin de limiter les pertes vers l'atmosphère telles que : injection dans le sol en profondeur, utilisation d'un film plastique en surface, compaction du sol, augmentation du contenu en eau du sol, etc. (van den Berg *et al.*, 1999 ; Wang *et al.*, 2001). Yates *et al.* (2002) indiquent que des pertes comprises entre 20 et 90 % de la quantité appliquée ont parfois été observées. Les méthodes de mesures pour suivre la volatilisation des fumigants sont similaires à celles présentées plus haut. En terme de modélisation, divers développements spécifiques ont été réalisés (Van den Berg, 1992).

Bilan

- L'ordre de grandeur de la volatilisation des pesticides est de $0,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ à $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ pour des applications au sol ou sur des plantes, ce qui représente alors de quelques 0,1% jusqu'à quelques dizaines de % de la dose appliquée (voire plus pour les fumigants). Il y a toutefois moins d'informations pour la volatilisation depuis les plantes que depuis le sol.
- La dynamique de la volatilisation est variable selon le composé et les conditions environnementales, avec parfois un cycle diurne.
- Les principaux facteurs influençant le flux de volatilisation sont connus.
- Les fumigants représentent un cas particulier nécessitant des précautions d'emploi, sans quoi leur volatilisation varie de 20 à 90 %.
- En cas d'application sur une surface aquatique (riziculture, fossé contaminé par dérive), la volatilisation peut constituer une voie de dissipation significative pour les pesticides peu solubles.
- Des méthodes de mesures de flux de volatilisation sont disponibles à plusieurs échelles et des modèles commencent aussi à être disponibles, mais ils sont rarement adaptés à l'étude de processus et il y en a peu pour la volatilisation depuis la plante.
- Les difficultés dans l'étude de la volatilisation sont nombreuses : au niveau expérimental, précision des mesures, mesures de la volatilisation en cours d'application et juste après, mesure des conditions aux interfaces ; au niveau des modèles, description des conditions aux interfaces, des processus en compétition. Toutes ces incertitudes rendent difficiles l'interprétation des observations.
- Peu d'études portent sur les métabolites.
- Il y a peu de connaissances sur l'effet des formulations et des adjuvants sur la volatilisation.

De manière générale, il y a une incertitude sur la précision et la fiabilité des valeurs indiquées dans les bases de données sur les caractéristiques physico-chimiques des pesticides et leur évolution avec la température.

3.2.1.5. Transport par ruissellement et percolation

Différentes synthèses sur ce thème ou une partie de ce thème sont déjà disponibles dans la littérature. Sans être exhaustif on peut citer celles de Leonard (1990), Flury (1996), Schiavon *et al.* (1995) et Voltz et Louchart (2001).

Les voies de transport par l'eau à l'échelle parcellaire

Hormis les phénomènes de dérive intervenant lors des pulvérisations, l'ensemble des voies de transport des substances phytosanitaires partent ou transitent par le sol. C'est bien sûr le cas des produits appliqués directement sur le sol, mais c'est aussi celui des produits d'application foliaire dont une partie traverse le feuillage et atteint le sol lors de la pulvérisation et dont une autre partie rejoint le sol ultérieurement par lessivage foliaire (cf. 3.2.1.3) lors des pluies. Quatre mécanismes principaux de

transfert des pesticides hors de la parcelle peuvent être distingués. Il s'agit de la volatilisation, décrite dans le paragraphe précédent, et de trois voies de transport par l'eau présentant des capacités d'entraînement contrastées :

i) Le ruissellement de surface, provoqué soit par une intensité de pluie supérieure à la capacité d'infiltration du sol, soit par saturation du sol au-dessus de niveaux peu perméables. Il lave la couche de surface du sol, fortement chargée en matières actives et aboutit aux contaminations de l'eau les plus fortes, pouvant aller à plus d'un mg/L et représenter jusqu'à quelques % (voire 10%) des quantités appliquées sur le sol (voir par exemple Leonard, 1990 ; Lennartz, 1997).

ii) Le drainage artificiel des sols par drains enterrés, alimenté soit par les nappes superficielles se formant lors des épisodes pluvieux, soit par de l'eau de ruissellement captée par les tranchées de drainage. La contamination des eaux de drainage est en général d'un ordre de grandeur inférieur à celui des eaux de ruissellement du fait des possibilités de rétention des molécules par la matrice du sol qui sont associées à l'écoulement dans le sol (voir par exemple Schiavon *et al.*, 1995 ; Dorobisz, 2000).

iii) Les flux de percolation à travers le sol. Ils produisent des contaminations faibles en concentration, souvent proches de quelques $\mu\text{g/L}$, voire inférieurs (Schiavon *et al.*, 1995 ; Flury, 1996) Il faut toutefois distinguer les flux matriciels, intervenant dans la microporosité, et les flux préférentiels, intervenant dans la macroporosité du sol. Les flux matriciels correspondent à des circulations lentes maximisant le potentiel d'adsorption des substances sur la matrice du sol. Ils présentent les contaminations les plus faibles. Les flux macroporaux sont au contraire rapides, ce qui limite le processus d'adsorption des substances qui est progressif. Ils présentent ainsi des contaminations proches de celles des flux issus du drainage artificiel. Leur importance dépend de la structure porale du sol. Ils peuvent être prédominants dans des sols à forte macroporosité. Ils sont souvent évoqués pour expliquer la contamination rapide de nappes souterraines. On notera que les flux hypodermiques se produisant latéralement dans les couches de surface du sol à forte porosité situées au-dessus de couches peu perméables, relèvent de ces flux préférentiels dans le sol.

Dans tous les cas, les quantités exportées sont faibles et ne représentent que quelques pour cents des quantités appliquées. Néanmoins, elles sont suffisantes pour provoquer des contaminations significatives de l'eau au regard des seuils maximaux autorisés pour les eaux potables. Il est important de noter que, suivant les conditions hydrodynamiques locales, c'est l'une ou l'autre de ces trois voies d'écoulement qui prédomine. De manière générale, il semble souvent pertinent de rechercher à limiter le ruissellement de surface, puisqu'il s'agit de la voie d'écoulement la plus contaminante. Mais cela n'est efficace qu'à condition que le flux de ruissellement soit effectivement une voie d'écoulement significative par rapport aux autres voies citées.

Formes du transport des produits phytosanitaires

Le transport par l'eau des substances peut s'effectuer soit sous forme dissoute, soit sous forme adsorbée sur les matières en suspension (M.E.S.). Les proportions relatives de ces deux formes de transport dépendent de deux facteurs principaux. Le premier est lié aux propriétés d'adsorption des substances sur la phase solide, qui sont définies par le coefficient de partage sol-eau K_d égal au ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules et leur concentration dans l'eau, supposée en équilibre avec la phase adsorbée. Ce coefficient varie en fonction de la nature chimique des molécules, mais aussi en fonction des caractéristiques de la phase solide et en particulier de sa teneur en matière organique (Barriuso *et al.*, 1996). Ainsi, suivant la valeur du K_d , la répartition entre les deux formes de transport peut varier fortement. Le second facteur est la charge en M.E.S. de l'eau d'écoulement. On note qu'un Koc élevé n'implique pas nécessairement un transport majoritaire de la substance sous forme adsorbée si la charge en M.E.S. est faible. Or, de nombreux écoulements présentent des teneurs en M.E.S. réduites, notamment les écoulements de subsurface. En conséquence, dans une majorité de situations, on observe que le transport s'effectue essentiellement en phase soluble (Leonard, 1990). Réciproquement, on constate que les molécules à fortes propriétés d'adsorption sont peu mobiles et présentent des risques plus restreints de contamination des eaux.

Dynamiques et facteurs de variation temporelle des concentrations

La contamination des eaux présente des variations importantes dans le temps. Si l'intervalle de temps entre deux épandages est suffisamment long, on observe le plus souvent une décroissance quasi-exponentielle de la contamination quelle que soit la voie d'écoulement, ruissellement, drainage artificiel, percolation (voir par exemple Ng *et al.*, 1995 ; Lennartz *et al.*, 1997 ; Heydel *et al.*, 1999).

L'évolution de la contamination de l'eau se produit principalement sous l'effet d'une diminution de la disponibilité au transfert des substances phytosanitaires dans le sol. On notera que la disponibilité au transfert d'une substance n'est pas seulement fonction du stock en substances dans le sol, qui évolue en fonction de la dégradation des molécules, mais également de l'intensité de la rétention.

Le niveau de contamination des écoulements est par ailleurs également influencé par l'intensité des écoulements. Lennartz *et al.* (1997) observent, par exemple, une remontée nette des concentrations dans l'eau de ruissellement lors d'une crue au mois d'août par rapport à une crue précédente survenue en mai du fait d'une intensité de pluie très supérieure. Toutefois, à l'échelle annuelle, ce facteur n'intervient en général qu'au second ordre sur l'évolution de la concentration des substances dans l'eau par rapport à la disponibilité des résidus dans le sol.

Au total, quelle que soit la substance concernée, le risque maximal de contamination correspond au cas d'une forte averse qui se produirait peu de temps après application ou arrivée du produit au sol, c'est à dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol. Dans le cas de molécules peu ou moyennement persistantes dans le sol, on observe alors qu'un seul événement de pluie peut provoquer la majeure partie des pertes annuelles (Flury, 1996 ; Lennartz *et al.*, 1997). Par contre, le risque moyen de contamination sur une période donnée est également fonction de la disponibilité moyenne de la substance dans le sol. A cet égard, Barriuso *et al.* (1996) font remarquer que si la rétention des substances sur la phase solide du sol est un processus favorable à court terme car elle diminue la disponibilité au transfert des molécules, la rétention et la formation de résidus liés n'élimine pas les molécules et pose donc le problème de leur éventuelle libération à long terme si les conditions physico-chimiques du sol se modifient (voir 3.2.1.2.). Ainsi, Novak *et al.* (1998) observent dans des percolats de colonnes de sol une diminution progressive des concentrations en atrazine et isoproturon durant la première année après traitement, puis lors des périodes estivales des deux années suivantes des remontées qu'ils attribuent à des réorganisations des matières organiques. Les mêmes auteurs font également état d'observations *in situ* de contaminations chroniques d'eaux de drainage par de l'atrazine plus de sept ans après arrêt des traitements.

Bilan

- La contamination des eaux diffère suivant la voie d'écoulement. Elle est maximale, en terme de concentration, pour le ruissellement, moyenne pour le drainage artificiel des sols, moyenne à faible pour la percolation. La hiérarchisation des voies de transfert en terme de flux dépend des systèmes hydrologiques. Il est pertinent de chercher à réduire les flux de ruissellement qui ne favorisent pas la rétention des molécules sur le sol, à condition toutefois qu'il s'agisse d'un flux important.
- Le transport se fait le plus souvent en phase soluble, même parfois dans le cas de molécules à fortes propriétés d'adsorption (*K_{oc}* élevés), du fait de la faible charge en particules des eaux d'écoulement.
- Le risque maximal de contamination des eaux correspond aux fortes averses qui se produisent peu de temps après l'application ou l'arrivée du produit au sol, c'est à dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol. Les pertes durant ces quelques événements hydrologiques peuvent constituer la majorité de la contamination annuelle.
- On observe du transport dans l'eau de substances plusieurs années après l'application, ce qui illustre sans doute le risque significatif de remobilisation de résidus fortement retenus sur la matrice du sol (résidus liés ?).

3.2.2. Devenir et transfert aux échelles supra-parcellaires

3.2.2.1. Dispersion atmosphérique (dérive, érosion) et dépôts

La dispersion atmosphérique de composés doit être considérée à deux échelles : à courte distance (échelle locale, < 1 km) et à moyenne et longue distances car les processus en jeu sont différents (van Jaarsveld & van Pul, 1999). A courte distance, l'échelle de temps est de l'ordre de quelques minutes à l'heure. A cette échelle, la dégradation atmosphérique peut être négligée. A longue distance (> 1000 km), l'échelle de temps est alors plutôt de l'ordre de quelques heures à quelques jours ou plus, nécessitant alors de prendre en compte l'éventuelle dégradation du composé dans l'atmosphère. En terme de dépôt, on suppose généralement qu'à courte distance les dépôts humides (par la pluie) ne sont pas prédominants (les applications ayant *a priori* lieu en dehors d'épisodes pluvieux immédiats), et que seuls les dépôts secs (particulaire et gazeux) sont à considérer. Par contre, à longue distance, les deux voies de dépôt (humide et sec) interviennent.

Concernant spécifiquement les pesticides, il nous a semblé plus clair de distinguer la dispersion qui a lieu pendant l'application (appelée *dérive*), concernant plutôt les gouttelettes de spray (voire une phase gazeuse) de celle qui a lieu après l'application, concernant la phase gazeuse issue de la volatilisation et les aérosols.

Il convient de rappeler ici l'existence d'une synthèse bibliographique en cours d'élaboration, et non disponible à ce jour, par le groupe de travail FOCUS Air sur la dispersion atmosphérique et sur les dépôts de pesticides ainsi que sur les outils disponibles pour l'étudier.

Dispersion atmosphérique pendant l'application (voir aussi 3.2.1.1)

L'échelle concernée est *a priori* locale, malgré une dimension plus globale pour la fraction de composé perdue pendant l'application et non déposée localement. Cependant, peu d'information existant sur cette fraction, la suite du paragraphe se place donc à l'échelle locale.

Pour une application par pulvérisation

La dérive représente de manière générale "les pertes de composé pendant l'application". Cependant, elle est couramment caractérisée à partir de deux approches : (1) estimation de la différence entre la quantité sortant du pulvérisateur et celle qui arrive sur la cible (sol+plante). Ces pertes comprennent les pertes vers l'atmosphère par passage en phase gazeuse ou particulaire (liquide ou solide), et le transport en dehors de la parcelle. D'un point de vue expérimental, on s'intéresse alors aux quantités réellement appliquées et éventuellement aux concentrations en phase gazeuse et particulaire dans l'air au dessus et à côté de la parcelle ou (2) estimation des quantités déposées à côté de la parcelle (cf. approche classique BBA, étude requise pour l'élaboration des dossiers d'homologation). C'est alors l'impact sur ces zones riveraines qui est visé. On estime ce terme par mesure du dépôt à proximité immédiate de la parcelle. Ainsi, les deux approches donnent deux informations différentes : la première estime les pertes pendant l'application alors que la seconde estime les dépôts à proximité immédiate de la parcelle. Cette première constatation engage à la vigilance quant à la lecture de la littérature.

La compréhension de la dispersion des gouttelettes de spray, de leur dépôt et de leur évaporation est difficile en terme de mesure et de modélisation, en liaison avec la multitude des paramètres impliqués et la difficulté à modéliser ces processus complexes. La dispersion des gouttelettes de spray hors de la parcelle va dépendre de la taille des gouttes (elle-même dépendante de la technique d'application, de la formulation), de leur évaporation (elle-même dépendante d'un grand nombre de facteurs dont la présence d'adjuvants), du vent, de la stabilité atmosphérique, de la vitesse d'avancement du tracteur, de la hauteur de la rampe... Des préconisations de conditions optimales d'application sont toutefois données en ce qui concerne les conditions atmosphériques locales (vitesse de vent ; voir aussi paragraphe 3.5.2.1.).

Au niveau expérimental, les nombreux travaux existants sont le plus souvent basés sur l'utilisation de traceurs et de systèmes de collecte passifs ou actifs. Ils ont permis de réaliser des études comparatives de dépôts de gouttelettes d'eau à proximité de la parcelle traitée. Suivant les matériels, sur une centaine de mètres, l'ordre de grandeur des dépôts mesurés est de quelques % à 10% de la dose appliquée dans la parcelle. Ces différentes études se sont traduites par une norme de mesure de terrain et un projet de norme pour la classification des pulvérisateurs vis-à-vis de leur aptitude à limiter la "dérive". Les conditions expérimentales comme les dispositifs de collecte pouvant être très différents, ces résultats ne peuvent toutefois constituer des valeurs de référence pour des travaux de modélisation (Cf. Workshop Wageningen). Ainsi, malgré une multitude de données disponibles, aucune d'entre-elles n'est suffisante pour une description fine des mécanismes avec des produits réels, que ce soit pour l'estimation des flux de dispersion dans l'air ou pour l'estimation précise des quantités déposées au sol. Il est par exemple impossible de caractériser le flux d'évaporation des gouttelettes de spray et de le distinguer de la volatilisation depuis le sol ou les plantes.

Certains travaux sont cependant conduits avec des produits réels. Par exemple, Briand (2003) présente des résultats de mesures de dépôts au sol et de concentrations dans l'air d'atrazine et d'alachlore à différentes distances de la parcelle traitée (ce dernier volet permettant d'apprécier le phénomène de dérive du point de vue des niveaux de contamination à proximité de la zone d'application). Outre l'identification de difficultés expérimentales, l'auteur note un comportement différencié entre les deux molécules, pour l'instant non complètement interprété. Une étude réalisée en arboriculture par le même auteur a montré toute la difficulté d'estimer les pertes par dérive pour des traitements "longs", car il est difficile de faire la part des choses entre la contribution des pertes liées à l'application elle-même et celle des pertes issues de la dispersion de la quantité volatilisée depuis la surface déjà traitée.

En terme de modélisation, des approches semi-empiriques sont développées, basées sur des modèles stochastiques (Walklate *et al.*, 1997) et expérimentaux (Rautman *et al.*, 2001) calés sur d'importantes campagnes de terrain sur différents types de cultures et de conditions climatiques, limitant leur extrapolation à d'autres conditions. Des modèles plus mécanistes existent, gaussien (Raupach *et al.*, 2001b) ou lagrangien (Raupach 1989 ; Holterman *et al.*, 1997 ; Sidahamed *et al.*, 2001), mais l'évaporation du pesticide depuis les gouttelettes est souvent négligée, ainsi que les turbulences générées par la machine. Ces modèles présentent souvent des paramétrisations grossières du dépôt et la description de la population de gouttes est souvent simplifiée (Da Silva, 2003). Les conditions initiales d'émission des gouttes peuvent être affinées par une description de la fragmentation. Enfin, un suivi du spectre de gouttes au cours de la dispersion permettrait de mieux décrire leur dépôt qui met en jeu différents processus suivant la taille : diffusion brownienne, impaction et sédimentation (Raupach *et al.*, 2001a).

Cas particulier des applications par aéronefs

La modélisation des pertes lors de traitements aériens diffère peu de celle des traitements terrestres. C'est d'abord aux États-Unis que ces problèmes ont été abordés, ce qui a permis de développer le logiciel AgDrift préconisé par la *Drift Task Force* (Teske, 2001 ; Birchfield, 2004). D'autres modèles plus ou moins simplifiés existent (Craig, 2004 ; Ramaprasada, 2004). Dans tous les cas ils tiennent compte du type d'appareil (i) du type de traitement (ii) des conditions d'application (iii) et permettent de calculer la part de dérive en bordure de champs. Une étude suisse (Viret, 2003) évoque des pertes pouvant atteindre 20% des quantités épandues. Une étude a aussi été conduite récemment sur l'efficacité de buses à injection d'air pour limiter la dérive par rapport à des buses conventionnelles (Guyot *et al.*, 2005). Enfin, il est à noter qu'une expertise AFSEE sur ce thème est en cours.

Traitement des semences et granulés

Le problème de la dispersion de fines poussières contenant du pesticide lors du semis avec des semences traitées ou lors d'application de granulés se pose. Dans le cadre de l'expertise AFSSA (2004 ; voir aussi 3.5.1.1.) des études spécifiques de simulation ont été menées afin d'évaluer la dérive

de granulés à l'aide d'un modèle anglais (de Silsoe ; Miller) et d'un modèle hollandais, IDEFICS (Holterman, 2004)). IDEFICS a été adapté pour prendre en compte des applications de granulés avec des disques rotatifs (Holterman, 2004). Moyennant des hypothèses sur la granulométrie des granulés concernés, les résultats de dépôts sur des surfaces aquatiques proches montrent, dans un pire cas réaliste, des niveaux pouvant être similaires (en % de la dose appliquée) à ceux observés lors de la dérive de pulvérisation. Des facteurs clés ont pu être identifiés (hauteur de l'appareil, taille des particules...). L'auteur indique que ces simulations n'ont pas pu être validées à l'aide de jeux de données, mais qu'elles pourront être affinées si des données concernant la granulométrie des particules peuvent être fournies.

Dispersion atmosphérique en post-application

Dispersion de la phase gazeuse issue de la volatilisation et dépôt sec

- A l'échelle locale (< 1 km) :

A la proximité immédiate d'une source, les concentrations atmosphériques en phase gazeuse peuvent être élevées, engendrant après dispersion atmosphérique des flux de dépôts secs significatifs au voisinage immédiat des champs traités. Les travaux réalisés sur les pesticides tendraient à montrer que leur dépôt gazeux à proximité des zones traitées peut atteindre des niveaux du même ordre de grandeur que les dépôts par dérive, voire être supérieur dans certaines conditions (Raupach *et al.*, 2001a ; Asman *et al.*, 2003). Les résultats des premiers tests réalisés avec un modèle de dispersion atmosphérique (FIDES ; (Loubet *et al.*, 2001) tendent à aller dans le même sens (Panic, 2003). On peut noter que la contribution du dépôt sec (issu de la volatilisation) aux dépôts issus de la dérive et de la volatilisation augmente en général avec la distance au champ (à quelques mètres de la parcelle, la dérive prédomine). Asman *et al.* (2003) ont noté un effet différencié de la taille de la parcelle sur la dérive et sur le dépôt sec, ce dernier étant plus influencé par la taille de la parcelle que le premier. Des travaux réalisés en laboratoire ou en tunnel ont été répertoriés mais ils portent sur un nombre limité de composés et de surfaces (Duyzer, 2003). Une étude en tunnel de ventilation placée au champ a été présentée par Hoffman *et al.* (2003) et détaillée par Fent (2004). Ce dernier présente des résultats de dépôts sur des surfaces d'eau pour dix composés. Des études ont aussi été menées au champ (Gottesbüren *et al.*, 2003 ; Siebers *et al.*, 2003). Les auteurs s'accordent en général pour dire que le dépôt dépend des caractéristiques physico-chimiques des composés et des conditions météorologiques locales, identifiant des situations pour lesquelles le dépôt sec est supérieur à la dérive calculée ou estimée expérimentalement. Siebers *et al.* (2003) estiment cependant que les études doivent être poursuivies pour mieux comprendre le processus de dépôt, peu connu actuellement. Remarquons toutefois qu'à notre connaissance, aucune étude n'a couplé mesure de la volatilisation et du dépôt à proximité de la zone traitée (seule des mesures de concentrations dans l'atmosphère sont en général réalisées). Epple *et al.* (2002) ont comparé les dépôts humides aux dépôts totaux (humide et sec) en zone d'application pour un certain nombre de composés appliqués localement ou non. Ils ont pu mettre en évidence un effet de la contamination locale par dépôts sec pour certains composés. La prise en compte de cette source de contamination commence à apparaître dans les études en vue de l'homologation des produits (qui jusqu'alors ne considéraient que la dérive) dans certains pays (Allemagne, Danemark). Toutefois, on peut souligner un manque crucial de jeux de données de dépôts secs pour les pesticides.

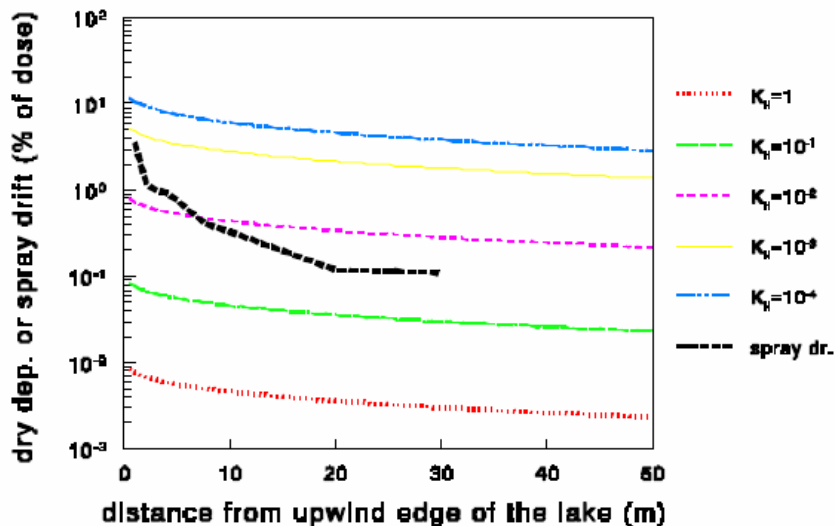


Figure 3.2-7. Comparaison à l'aide de simulations numériques des dépôts secs et de la dérive sur un lac à proximité de parcelles traitées (d'après Asman *et al.*, 2003).

La dispersion atmosphérique à courte distance a fait l'objet de nombreux travaux expérimentaux et de modélisation pour les gaz-traces avec une panoplie de modèles (eulériens, lagrangiens) de complexité variable (Asman, 1998 ; Loubet, 2000). Cependant, les jeux de données sont rares et la plupart des modèles ont été validés sur des données avec traceurs (SO_2 ou SF_6). L'étude de la dispersion atmosphérique à courte distance des pesticides est une préoccupation récente. Wittich & Siebers (2002) ont présenté les résultats de comparaison entre des mesures et les prévisions de modèles dans le cas de 3 molécules. Il existe comparativement moins d'études couplant dispersion et dépôt gazeux en raison de la difficulté à réaliser ce couplage et à décrire le dépôt, processus résultant de la combinaison de phénomènes de diffusion, d'équilibres thermodynamiques chimiques à l'interface, dépendant des caractéristiques physico-chimiques du composé et de la surface, de la température et de l'hygrométrie. L'application aux pesticides de modèles développés pour d'autres composés ne pose pas de problèmes conceptuels (van Pul *et al.*, 1999) à condition que l'on connaisse les caractéristiques d'échange de surface, ce qui n'est pas vraiment encore le cas pour les pesticides étant donné le manque de jeux de données évoqué précédemment. De plus, le dépôt peut être influencé par la saturation de la surface en pesticide, situation possible à proximité d'une application (van Jaarsveld & van Pul, 1999). Il convient de signaler à ce propos l'existence du modèle danois de dispersion/dépôts de pesticides PESTDEP (Asman *et al.*, 2003) ainsi que celle d'un modèle à courte distance de type multimédia (EVA) en cours d'évaluation par confrontation avec des mesures réelles.

Nous avons vu au paragraphe 3.1.2 que les concentrations à l'intérieur des serres pouvaient être élevées après un traitement et persister, à des niveaux moindres, plusieurs jours après celui-ci. Quant à la dispersion de composés hors de la serre, il semble y avoir peu de travaux. Le transfert vers l'atmosphère est notamment possible lors de l'ouverture de la serre (van den Berg *et al.*, 1999). Il peut constituer une voie de contamination importante à proximité de serres, ce qui conduit les auteurs à indiquer que l'on ne doit pas le négliger lors des études d'exposition (même si à une échelle spatiale plus grande, la contribution peut être faible au vu du nombre généralement réduit de serres). Des études expérimentales et numériques du transfert vers l'atmosphère ont été rapportées par van den Berg *et al.* (1999). Vallet (2005) ne note pas cependant d'augmentation significative de la concentration en endosulfan à l'extérieur d'une serre après un traitement dans celle-ci (il faut toutefois signaler que le prélèvement à l'extérieur a été réalisé sur 7 jours). Cette voie de dissipation est prise en compte dans le chapitre Air de l'EPPO (EPPO, 2003) qui, par ailleurs donne comme définition des traitements "indoor" l'existence d'un taux de renouvellement de l'air > 10 /h. Selon ce schéma, pour les applications classiques, considérées comme non sujettes à la dérive à l'extérieur, aucune étude n'est demandée pour la dérive. Pour les applications spécifiques (brouillard...), une étude de dérive peut être demandée car les particules peuvent rester en suspension plus longtemps. Le transport de la phase

gazeuse doit toujours être évalué (utilisation, pour les courtes distances de modèles de transport avec traitement en milieu fermé (Van Os *et al.*, 1993 ; Mensink & Linders, 1998).

- A l'échelle régionale ou plus (>1km) :

Des observations de concentrations en pesticides dans des lieux où aucun pesticide n'est appliqué (pôles, lacs de montagne) et dont les niveaux sont variables selon la distance à l'application et la saison ont permis de mettre en évidence l'existence du transport atmosphérique à moyenne et longue distance de ces substances (cas des Grands Lacs Nord américain ; Bidleman, 1999). De même, des composés sont retrouvés dans des pays où leur utilisation est interdite (atrazine dans des eaux de pluie en Allemagne alors qu'elle est interdite depuis 1991 ; Epple *et al.*, 2002 ; voir aussi les résultats reportés par Asman *et al.*, 2005).

L'analyse du potentiel de transport atmosphérique à grande distance de composés chimiques passe par une (1) analyse de leur transport en tant que tel (qui peut être faite pour tout composé chimique en utilisant les outils disponibles tels que les modèles météorologiques de transport à diverses échelles, mais qui repose toutefois sur une agrégation des sources, requérant ainsi une bonne connaissance des émissions) ainsi que (2) une analyse de leurs puits dans l'atmosphère (qui sont en général spécifiques du composé chimique considéré): transformation, dépôts secs (particulaire et gazeux) mais aussi humides. Ainsi, cette analyse reste-t-elle encore relativement incertaine pour les pesticides compte tenu du manque de connaissance concernant leur potentiel de dégradation, leur partition entre les différentes phases de l'atmosphère (gaz/aérosol ; Bidleman, 1999) ou leur mode d'incorporation dans les gouttes de pluie (lors de la formation des gouttes ou lors de l'évènement pluvieux, par lessivage par les gouttes de pluie du pesticide présent dans les basses couches atmosphériques ; Asman *et al.*, 2001 ; Briand, 2003). En effet, selon qu'un composé se trouve sous forme gazeuse ou sous forme particulaire, son dépôt sera différent : dans le premier cas, il dépend fortement de ses caractéristiques physico-chimiques, dans le second, ce sont les caractéristiques de la particule qui vont être prédominantes. De même, sa dégradation sera différente dans les deux phases (Atkinson *et al.*, 1999). Atkinson *et al.* (1999) ont synthétisé les connaissances et les méthodes disponibles pour estimer les différentes voies de dégradation des pesticides dans l'atmosphère (réaction avec le radical OH, avec NO₃...) et ils ont présenté les principales sources d'incertitude correspondantes. A l'heure actuelle, le potentiel de transport à longue distance d'un composé est souvent estimé à partir de sa DT_{50 air} (liée aux transformations) : si elle est supérieure à 2 jours, alors le composé est susceptible d'un transport à longue distance (EPPO, 2003). Une méthode de calcul de la DT_{50air} globale (c'est-à-dire incluant non seulement les transformations mais aussi les dépôts et la partition gaz/particule) dans la couche limite atmosphérique a été proposée par van Pul *et al.* (1999). Cependant, ces auteurs indiquent l'existence d'une incertitude d'un facteur 4 sur cette estimation. Par ailleurs, une fois déposés, les pesticides peuvent se revolatiliser si les conditions environnementales changent (par exemple lors d'une diminution des concentrations atmosphériques ; van Jaarsveld & van Pul, 1999). Cela conduit à proposer des vitesses "effectives" de dépôts.

Il existe des tests de modélisation à l'échelle régionale (van Jaarsveld & van Pul, 1999) établie à partir de modèles de fugacité dont un des objectifs est d'estimer la répartition du composé entre différents compartiments environnementaux, ou à partir de modèles de transport atmosphérique (eulérien ou lagrangien) dont l'objectif est d'estimer les champs de concentrations dans l'atmosphère et le dépôt à la surface terrestre. Les auteurs notent que peu de données permettent de valider ces modèles (quelques tests – encourageants – ont porté sur les concentrations dans les eaux de pluie) et que les sources d'incertitude résident dans les émissions (facteurs aussi relevés par De Leeuw *et al.*, 2000 qui notent aussi une méconnaissance des usages à l'échelle d'un pays, de l'effet des méthodes d'application et des facteurs d'émission), les interactions à la surface ainsi qu'aux incertitudes sur les caractéristiques physico-chimiques des composés (y compris leur potentiel de dégradation) et celles associées aux mesures. Des travaux canadiens (Scholtz *et al.*, 1998) ont aussi porté sur l'obtention de cartes d'émission à partir d'un modèle de volatilisation et de couplage à un modèle météorologique à mésoéchelle. On peut toutefois noter la difficulté pour établir les cadastres d'émission, en lien notamment avec une méconnaissance des usages précis.

En France, des études sont menées à l'heure actuelle sur le potentiel de dégradation des pesticides dans l'air (Briand, 2003 ; Le Person *et al.*, 2005) ou la répartition gaz/particules financés par des appels d'offre nationaux.

Érosion éolienne

- Depuis le sol :

L'érosion éolienne de particules de sol sur lequel a été appliqué un pesticide constitue une voie de transfert de ce composé vers l'atmosphère. Cependant, ni son importance, ni les facteurs le gouvernant ne sont connus avec précision (van den Berg *et al.*, 1999). Certains auteurs en ont signalé l'existence pour l'atrazine et la simazine (Glotfelty *et al.*, 1989), tout en indiquant que la quantité de pesticide ainsi perdue était relativement faible (<1%) ; d'autres auteurs indiquent au contraire que cette voie de dissipation n'est pas négligeable et qu'elle peut être supérieure aux pertes par ruissellement (Larney *et al.*, 1999). Ces derniers ont en effet estimé des pertes comprises entre 1,4 et 6,7% de la dose appliquée pour 6 herbicides, en notant un effet de l'incorporation (diminuant les concentrations en surface, l'érosion en est ainsi limitée). L'effet de la formulation n'est pas clair puisque Glotfelty *et al.* (1989) considèrent qu'il existe alors que Gaynor & MacTavish (1981, *in* Larney *et al.*, 1999) pensent le contraire.

- Depuis la surface foliaire :

L'érosion éolienne des produits déposés sur les feuilles, notamment des préparations à base de cuivre, semble possible (Bonicelli, 2004) tout en restant faible. Ce point mériterait des travaux d'approfondissement.

Bilan

Dispersion atmosphérique pendant l'application

En ce qui concerne la dérive après pulvérisation, beaucoup de travaux expérimentaux ont été réalisés et les facteurs qui influencent ce phénomène sont identifiés. Il y a toutefois toujours une ambiguïté sur la définition de la dérive, des difficultés pour comparer les résultats d'une étude à une autre (beaucoup de capteurs différents sont utilisés). De plus, il y a peu de connaissances sur l'évaporation des gouttelettes de spray et il est difficile de mesurer précisément la dose réelle appliquée. Enfin, il convient de signaler que beaucoup de modèles de complexité variable ont été proposés. Si l'on peut envisager de limiter la dérive par des progrès techniques, c'est plus compliqué en ce qui concerne la dispersion de la phase gazeuse ou particulaire qui dépend de nombreux facteurs.

Dans le cas particulier des applications par hélicoptère, il existe des modèles spécifiques (voir expertise AFSEE en cours).

En ce qui concerne le traitement de semences ou l'utilisation de granules, il peut se produire une dispersion de poussières (des études à ce propos sont en cours).

Dispersion atmosphérique en post-application

Les principales connaissances disponibles concernent la dispersion en phase gazeuse :

* La dispersion et les dépôts à courte distance sont des préoccupations relativement récentes pour les pesticides. L'importance du dépôt sec comparativement à la dérive ou aux dépôts humides a été mise en évidence par des études numériques et quelques observations mais il y a un manque de données en ce qui concerne les dépôts secs pour les pesticides. Il y a un grand nombre de modèles de dispersion de composés chimiques mais peu de modèles couplés dispersion/dépôts et peu de jeux de données concernant les pesticides qui permettent de les adapter à ces substances et de les valider.

* Dans le cas spécifique des traitements en serre, la voie de contamination atmosphérique est à considérer localement pour les études d'exposition (les concentrations dans les serres sont en général élevées).

* A plus grande échelle : le transport à grande distance des pesticides (mesures concentrations dans lieux éloignés, montagne, lac...) a été mis en évidence. Il est difficile d'estimer le potentiel de transport des pesticides car il y a une méconnaissance des puits (dégradations dans l'atmosphère, dépôts secs, humides) et de la partition gaz/particules. Des études sont en cours. Des modèles existent, mais cette fois encore, il y a peu de jeux de données pour les valider.

L'érosion éolienne depuis le sol ou la plante est une voie de dissipation qui existe mais dont l'intensité n'est pas trop connue.

Au final, il convient de rappeler que, jusqu'à présent, on est plutôt au niveau des constats sur le thème de la dispersion atmosphérique. Il n'y a pas de méthodes de prévision de la dispersion alors qu'il est nécessaire d'en tenir compte car il s'agit d'un processus important de contamination de l'air. Les quelques données disponibles indiquent qu'à plus ou moins longue échéance et/ou longue distance cette contamination atmosphérique peut jouer un rôle dans la contamination des autres compartiments de l'environnement (sol et eaux). Dans ce domaine il existe divers outils, proposés et mis au point pour d'autres polluants atmosphériques, qui sont encore vraisemblablement à adapter pour les pesticides. Dans tous les cas, il est nécessaire de signaler qu'il y a un manque de jeux de données complets sur les pesticides (comprenant entre autre les usages précis) qui permettent notamment de procéder à la validation des différents outils proposés.

3.2.2.2. Transferts hydrologiques (nappe, ruissellement, aquifère)

Dans la section 3.2.1. ont été évoqués les processus de transfert et de rétention des pesticides à l'échelle parcellaire. Ici nous analysons les transferts hydrologiques produisant la contamination amplement observée des ressources en eau de surface et souterraine. Les contaminations observées, notamment des eaux de surface, ne représentent qu'une faible part des quantités de produits appliqués. Cela avait déjà été noté pour les fuites hydrologiques à l'échelle parcellaire, qui étaient souvent de l'ordre de un ou de quelques pourcents des quantités appliquées. C'est encore plus vrai à l'échelle de bassins versants où ce pourcentage de pertes est plus souvent nettement inférieur à 1%. Il est par exemple compris entre 0,1 et 0,6% des quantités appliquées sur le bassin de Naizin en Bretagne (Cann, 1998 ; Clément *et al.*, 1999) et entre 0,05 et 0,3% sur le bassin de Roujan en Languedoc (Louchart, 1999 ; Voltz *et al.*, 2003). De nombreux autres exemples similaires sont disponibles. Vu les faibles quantités à l'origine de la contamination des eaux aux échelles supra-parcellaires, cela suggère à la fois la difficulté d'identifier les fuites et les voies d'écoulement depuis les parcelles et la difficulté potentielle pour limiter les fuites.

A l'exutoire du bassin versant on observe fréquemment une modification de la dynamique et de l'intensité de contamination des eaux issues des parcelles agricoles. Plusieurs facteurs expliquent ces différences. L'hétérogénéité spatiale et temporelle de l'emploi des matières actives au sein d'un bassin versant produit une dilution de la contamination des eaux pour chaque matière active. La pluviométrie présente également une hétérogénéité spatiale, variable en fonction du type de pluie. Par ailleurs, les voies d'écoulement ainsi que les milieux traversés par les eaux contaminées entre les parcelles d'un bassin versant et son exutoire sont souvent multiples. Cela peut entraîner, d'une part, une inertie dans la transmission des contaminations et un amortissement par dilution des pics de pollution et, d'autre part, l'occurrence de transformations biotiques et abiotiques des résidus au cours de leur transport. Ces phénomènes varient fortement en fonction de la nature des bassins versants et des situations climatiques. Dans la suite de cette partie nous rappelons la diversité des voies d'écoulement existantes entre l'échelle de la parcelle et l'exutoire du bassin versant, puis nous examinons la diversité de la contamination de l'eau à l'exutoire des bassins versants et dans les nappes.

Principales voies d'écoulement à l'échelle du bassin versant

Les hydrologues reconnaissent un grand nombre de voies d'écoulement au sein d'un bassin versant (cf synthèse d'Ambroise, 1999) :

- du ruissellement Hortonien, qui est lié à la trop faible perméabilité de la surface du sol en regard de l'intensité de pluie,
- du ruissellement sur surface saturée, qui intervient dans les zones hydromorphes où la saturation du sol empêche toute infiltration supplémentaire indépendamment de l'infiltrabilité du sol,
- des réinfiltrations des écoulements de surface dans des zones à plus fortes perméabilité (ex: fossés, haies, bandes enherbées),
- des écoulements hypodermiques, saturés ou non saturés, qui se produisent latéralement dans les versants au niveau de contrastes de perméabilité entre les différentes couches de sol,

- des écoulements par drainage et d'exfiltration des nappes, qui se créent aux endroits où la topographie recoupe la surface piézométrique,
- des écoulements par percolation vers les nappes, celles-ci pouvant être des nappes superficielles liées à des substrats imperméables situés à faible profondeur (altérite, substrats sédimentaires,...) et recoupant plus ou moins la topographie, ou des aquifères profonds sans recoupement avec la surface topographique.

L'importance relative des différentes voies d'écoulement de l'eau et des polluants varie d'un milieu à l'autre en fonction du régime climatique, des caractéristiques géologiques et pédologiques, des aménagements hydrauliques et paysagers et de l'occupation du sol. Elle varie également d'une période à l'autre en fonction de la distribution et de l'intensité des précipitations. Ceci conduit à une diversité des régimes d'écoulement, et se traduit par une variabilité spatio-temporelle des contributions relatives des écoulements de surface et souterrains au flux à l'exutoire d'un bassin versant et à la recharge des nappes.

On notera enfin que dans de nombreuses situations il n'est pas justifié d'attribuer l'origine de la contamination des eaux de surface uniquement aux processus de ruissellement, et celle de la contamination de eaux souterraines aux seuls processus de percolation. En effet les eaux de ruissellement peuvent recharger les nappes si des zones de réinfiltration existent. Inversement les eaux de percolation peuvent aboutir *in fine* dans les eaux de surface par drainage des nappes superficielles.

Variabilité des contaminations des eaux de surface dans les bassins versants

Les dynamiques de contamination des eaux à l'exutoire du bassin versant subissent des variations temporelles importantes. Louchart *et al.* (2001) en ont fourni un exemple en milieu viticole méditerranéen. Ces auteurs ont observé une diminution très nette de la contamination des eaux par des herbicides, qui passe de quelques centaines de $\mu\text{g/l}$ à quelques $\mu\text{g/l}$ d'herbicide au cours des mois suivant la période d'application. Mais il apparaît également des différences fortes de contamination entre les phases de crues et les phases de débit de base du bassin. Un autre exemple est fourni par Cann (1998) et Clément *et al.* (1999) dans un contexte de nappes superficielles sur socle (bassin versant de Naizin (56)). Dans ce cas, les concentrations observées en atrazine étaient de quelques $\mu\text{g/l}$ dans les crues suivant les applications et d'un ordre de grandeur inférieur hors crue. Au total, 50% des fuites de pesticides étaient liées aux premières crues. Les pertes hors crue sont cependant non négligeables à l'échelle de l'année, de l'ordre de 30% du bilan annuel.

Ces variations entre phases d'écoulement sont communément observées sur de nombreux bassins versants avec, comme le montre la comparaison des deux exemples cités, des contrastes de concentrations d'importance variable entre les différentes phases (Frank & Sirons, 1979 ; Wang & Squillace, 1994). Une raison majeure tient au changement de nature des écoulements entre les phases de crues et de débit de base. Lors des crues, les écoulements sont le plus souvent dominés par des transferts rapides de surface ou souterrains dont la charge polluante est relativement élevée pour les raisons explicitées précédemment. Hors-crue, l'écoulement est constitué des flux de drainage des nappes, dont la contamination plus modérée est le résultat i) d'un mélange des eaux infiltrées à la suite de crues ou d'eaux issues de différents niveaux de nappes, plus ou moins contaminées, et ii) de processus éventuels de rétention et de transformation des résidus (Attaway *et al.*, 1982 ; Larsen *et al.*, 2001 ; Louchart *et al.*, 2001).

A la diversité des voies dominantes d'écoulement entre bassins versants correspondent également des effets d'échelle variables entre la contamination de l'eau à l'exutoire de parcelles et à l'exutoire du bassin versant (voir Ng *et al.* 1995 ; Lecomte, 1999 ; Louchart *et al.*, 2001). Les facteurs de variabilité sont divers. En premier lieu interviennent les conditions d'écoulement. De nombreuses situations existent. Par exemple, en milieu karstique, le ruissellement local peut ou pas se propager à l'exutoire pour cause de réinfiltration en cours d'écoulement. Inversement, en milieu sédimentaire drainé, il y a transfert direct. Mais des différences importantes existent aussi entre des contextes *a priori* similaires. Leu *et al.* (2004a, 2004b) ont ainsi montré dans une étude comparative de 3 sous-bassins d'un même bassin versant que les différences de comportement hydrologique entre sous-bassins aboutissaient à

des différences de pertes allant de 1 à 56 alors que des différences de propriétés de molécules ne produisent que des variations allant de 1 à 3. En second lieu interviennent les caractéristiques d'usage des terres, comme la structure du parcellaire (taille, configuration par rapport au réseau hydrographique), la localisation des applications, la présence de structures paysagères en bordure de parcelle, la structure du réseau hydrographique. Leur influence varie suivant le fonctionnement hydrologique général du bassin versant. Elles auront notamment une influence plus grande dans le cas de bassins à fonctionnement superficiel dominant.

On note enfin qu'une grande variabilité inter-annuelle des contaminations se rajoute aux variabilités spatiales du fait des instabilités climatiques et des croisements aléatoires entre périodes de risques de contamination et occurrence des pluies. Ainsi, Louchart (1999) a montré que les pertes à l'exutoire d'un bassin versant pouvaient varier d'un ordre de grandeur d'une année à l'autre, du fait notamment de la variabilité climatique.

Variabilité des contaminations des eaux souterraines

De manière générale, les travaux s'attachant à étudier et à élucider les modalités de transfert de pesticides dans le sous-sol sont peu nombreux, bien qu'une dégradation de la qualité des nappes associée à la présence de produits phytosanitaires ait pu être mise en évidence au cours de ces dernières années (IFEN, 2003). Les difficultés d'études tiennent d'une part dans la difficulté d'échantillonner des carottes de roche ou des échantillons représentatifs d'eau souterraine, et, d'autre part, de doser les produits à des niveaux de concentrations généralement plus faibles que ceux rencontrés dans les sols ou les eaux de surface. L'étude des voies de contamination des eaux souterraines se réalise généralement par l'étude fine des chroniques de concentrations mesurées dans des piézomètres ou dans des sources (voir par exemple Leterme *et al.*, 2005 ; Worall & Besien, 2005). La dynamique des transferts est fortement influencée par la lithologie, le contexte climatique, le caractère captif ou non de la nappe, par l'épaisseur de la zone non saturée et elle est fortement affectée par des variabilités spatiales de divers origines, depuis des échelles fines jusqu'à des échelles beaucoup plus larges. Ainsi, on a pu observer des chroniques de concentrations en pesticides très différentes sur des piézomètres distants de quelques dizaines de mètres dans un petit bassin agricole (Baran *et al.*, 2004 ; Mouvet *et al.*, 2004). On observe aussi que les nappes très superficielles (nappe à surface libre présentant un toit à quelques mètres sous la surface du sol, souvent à forte réactivité aux pluies) ont une contamination très liée aux applications. La contamination des nappes superficielles est souvent modérée, de 0,1 à 1 µg/l, très variable dans le temps et dépendant étroitement des applications et des averses (Gaynor *et al.*, 1995; Gascuel-Oudou & Molénat, 2001). La profondeur apparaît ainsi comme un paramètre clé des indicateurs de contamination des nappes (Banton & Villeneuve, 1989). Cette variabilité spatiale et temporelle indique une contamination très liée aux écoulements préférentiels. Les nappes les plus superficielles, positionnées en bas de versant, ont souvent été drainées. C'est pourquoi les eaux de surface alimentées par les eaux de drainage présentent souvent des contaminations notables correspondant aux niveaux de contamination des nappes (Wauchope, 1978, 1996).

Les évolutions à la hausse des teneurs en pesticides restent préoccupantes compte tenu des temps de transferts importants des produits vers les aquifères et du fait que le potentiel de dégradation dans les eaux souterraines est, sauf exceptions (Mouvet *et al.*, 2004 ; Pang *et al.*, 2005), généralement limité (Johnson *et al.*, 2003, 2004 ; Gaus & Van de Casteele, 2004).

Contributions respectives des sources de pollution ponctuelle et diffuse

Un débat important concerne l'évaluation des parts respectives des contaminations de l'eau dues à une pollution d'origine diffuse (c'est-à-dire par lessivage des produits appliqués sur les parcelles), et à une pollution d'origine ponctuelle (c'est-à-dire liée à des vidanges ou nettoyages intempestifs des cuves des pulvérisateurs ou à des applications indésirables dans les cours de ferme ou sur des surfaces imperméables). En effet, suivant les importances relatives des deux types de voies de contamination, les solutions pour résoudre le problème de pollution ne sont pas les mêmes. Dans le cas d'une origine

essentiellement ponctuelle de la pollution des eaux, il "suffirait" d'introduire ou d'imposer de meilleures pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires pour supprimer ou limiter très fortement la pollution de l'eau. Cela ne remettrait pas en cause le principe d'une agriculture ayant recours très largement à la protection phytosanitaire chimique. Par contre, dans le cas d'une pollution dont l'origine essentiellement diffuse serait prouvée, c'est au contraire le principe même de la protection phytosanitaire chimique qui doit être posé, puisque la dispersion des molécules sur leurs cibles (couvert végétal et sol) entraînerait corrélativement une contamination non acceptable du milieu.

Les travaux ayant tenté de séparer les deux sources de contamination dans la pollution des eaux à l'échelle d'un bassin versant sont extrêmement rares. Cela s'explique par les difficultés expérimentales. Deux approches complémentaires sont en principe possibles. La première consiste à évaluer et à comparer les niveaux d'épandages, diffus sur les parcelles et ponctuels en bords de route ou dans les cours de ferme. S'il est relativement aisé d'estimer approximativement les quantités de produits appliquées sur les parcelles agricoles, soit par enquête, soit par référence aux taux d'application recommandés par les fabricants, les usages ponctuels sont très aléatoires, peu observables car limités dans le temps et l'espace, et souvent non avoués. La seconde est de chercher à évaluer la contribution des deux types de contamination à la contamination globale observée d'un cours d'eau. Mais cela suppose que les deux sources de contamination empruntent des voies de transfert différentes et que l'on dispose de moyens d'observation permettant de les distinguer. A notre connaissance trois travaux scientifiques publiés à un niveau international font état de résultats sur ce sujet :

- Franck *et al.* (1982) ont analysé la variabilité de contamination des eaux aux exutoires de 11 bassins versants de 1 900 à 7 900 ha dans l'Ontario. A l'échelle annuelle, ils estiment que la part des contaminations d'origine diffuse représente en moyenne, tous pesticides confondus, environ 19% de la contamination totale. Pour ces auteurs, la notion de pollution ponctuelle inclus en fait non seulement les rejets ponctuels anormaux (vidanges de cuves, etc..) mais aussi les phénomènes de dérive lors des pulvérisations. On note toutefois que l'estimation réalisée repose sur des hypothèses assez lourdes en matière de dynamique spécifique de transfert de chaque type de contamination.

- Müller *et al.* (2002) ont également procédé à une estimation des pollutions ponctuelles et diffuses en distinguant au sein de l'écoulement global d'un bassin de 50 km² en Allemagne les contributions issues de stations de traitement des eaux, qui sont supposées collecter uniquement les contaminations d'origine ponctuelle (cours de fermes notamment). Les estimations obtenues indiquent sur une période annuelle la prédominance nette des contributions d'origine ponctuelle à la contamination des eaux de surface du bassin. Ces contributions sont en moyenne de 77% et varient entre 27 et 96% en fonction de la saison. Ce résultat assez surprenant serait à confirmer pour d'autres bassins, d'autant que la méthodologie de traitement des données est peu détaillée dans l'article. Notamment, l'hypothèse de base des calculs, à savoir que la pollution diffuse ne transite pas par les stations de traitement des eaux, demanderait à être plus clairement validée puisqu'en Allemagne comme dans beaucoup de pays européens, il n'y pas de différenciation claire entre les réseaux de collecte des eaux pluviales et ruisselées et les réseaux de traitement des eaux domestiques.

- Leu *et al.* (2004) ont étudié les dynamiques de pertes en herbicides d'un bassin de 2,1 km² à proximité de Zürich. En différenciant les produits manipulés sur les cours de ferme, situées à l'intérieur du bassin, des produits appliqués sur les parcelles du bassin, ils ont pu estimer les contributions relatives à la pollution de l'écoulement du bassin des sources ponctuelles, liées à la manipulation des produits dans les fermes, et des sources diffuses issues des parcelles. Il en ressort que les sources ponctuelles contribueraient à moins de 20% aux pertes globales de pesticides, mais qu'elles généreraient de manière brève les pics de concentration les plus élevés.

Au total, les références et données disponibles sur les observations, comparées ou non, des sources de pollution diffuse et ponctuelle indiquent que :

- les contaminations d'origine ponctuelles peuvent certainement être, en fonction des conditions locales spécifiques, un contributeur non négligeable de la pollution des eaux de surface par les pesticides,

- les observations réalisées ne sont pas en nombre et qualité suffisants pour confirmer ou prouver que les contaminations ponctuelles seraient majoritaires dans le phénomène de pollution des eaux de

surface, et qu'un moyen important, voire suffisant, de limitation de la pollution des eaux serait la suppression des rejets ponctuels liés à des usages abusifs ou négligents des matériels de pulvérisation, - par contre les fuites par lessivage des produits appliqués sur les cultures et adsorbés sur le sol des parcelles sont suffisamment importantes pour expliquer, dans la plupart des cas, les niveaux observés de contamination des eaux de surface des bassins versants.

Bilan

- Les voies de circulation de l'eau entre parcelle agricole et bassin versant sont très diverses et variables d'un hydrosystème à un autre.
- La contamination des eaux de surface n'est pas uniquement due aux processus de ruissellement, et celle de la contamination des eaux souterraines aux seuls processus de percolation. En effet, il y a des échanges entre les deux compartiments hydrologiques.
- Il existe des effets d'échelle variables entre contamination parcellaire et contamination à l'échelle du bassin dépendant des phénomènes de dilution, d'infiltration profonde, de rétention et de dégradation des molécules aux échelles intermédiaires.
- La variabilité des situations hydrologiques suggère que le contrôle des pollutions par la limitation des usages des situations à risque est un levier potentiellement plus fort que la seule substitution de molécules.
- Les dynamiques de contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin peuvent être assez aisément mises en relation avec les pratiques à condition d'avoir une bonne identification de ces dernières. Ces dynamiques montrent toutefois des variabilités temporelles importantes, avec des pics de pollution, qui posent le problème de leur surveillance.
- Les sources de pollution ponctuelle liées à des déversements non désirables de pesticides lors de la manipulation des produits par les agriculteurs peuvent contribuer de manière significative aux contaminations observées des eaux, mais, sauf cas particulier, elles sont minoritaires vis-à-vis des sources de pollution diffuse liées au lessivage des produits épandus sur les parcelles agricoles.
- Les dynamiques de contaminations des eaux souterraines restent très mal connues. Les mécanismes et les temps de réponse à un changement de pression polluante sont faiblement identifiés. Un nœud de connaissance correspond à l'identification des mécanismes de transfert entre eaux de surface et eaux souterraines et au couplage des processus de dilution, rétention, transfert, dégradation à moyen et long termes.

3.3. Impacts des pesticides sur les écosystèmes

3.3.1. Introduction

3.3.1.1. Positionnement de la problématique

La question des impacts des pesticides sur les écosystèmes (sous-entendu les écosystèmes associés ou connectés aux paysages agricoles), est extrêmement vaste et elle n'a quasiment jamais été abordée dans son ensemble (voire néanmoins les synthèses anciennes de Brown, 1978, Smith & Stratton, 1986, Muirhead-Thomson, 1987). Aborder cette question soulève notamment un certain nombre de difficultés liées à la définition même du terme de "paysage agricole".

Le paysage agricole est constitué d'un ensemble de parcelles et de corridors végétaux agencés de manière variable dans l'espace et au cours du temps, mais il s'agit aussi d'un espace occupé par différentes exploitations, et donc différents systèmes de culture susceptibles d'interagir (Burel & Baudry, 1995). Les paysages agricoles sont par définition hétérogènes d'un point de vue spatial et temporel. Ils constituent une mosaïque dynamique d'éléments aussi divers que des parcelles cultivées, des zones boisées, des haies, des bords de champs, des routes, des milieux aquatiques, etc.

De fait, le paysage agricole contient et/ou est connecté à un ensemble d'écosystèmes ou d'habitats, aux contours souvent mal définis, et la perception des limites spatiales de ces entités peut varier selon le type d'organisme considéré. C'est ainsi que sont distingués :

- les "écosystèmes champs", constitués des parcelles cultivées,
- les habitats connexes, constitués par les bordures de champs, herbacées ou boisées (haies),
- les zones boisées, les écosystèmes aquatiques, qui bordent ou traversent les parcelles cultivées
- etc.

La question des effets non intentionnels des pesticides concerne donc des entités écologiques très variées, ce qui conduit à une multiplicité de niveaux d'investigation et d'approches possibles.

La conduite simultanée dans le paysage agricole de systèmes de cultures différents expose potentiellement les habitats et les écosystèmes qui s'y trouvent à diverses modalités pour différents facteurs de forçage, démultipliant encore la source de variabilité des paramètres d'entrée et des réponses écologiques.

Jusqu'à présent, la majorité des recherches portant sur l'écologie des paysages agricoles a concerné les espèces animales et végétales des corridors végétaux ou des espaces boisés pour lesquelles une parcelle cultivée est par essence un milieu hostile ou au mieux neutre. Ces recherches considèrent le facteur "pesticide" comme l'une des composantes a priori perturbantes du milieu mais il est très rare qu'elles soient spécifiquement dédiées à la mise en évidence des effets de ces substances.

Si elles peinent à isoler le paramètre "pesticide" des autres paramètres contraignants pour les écosystèmes, ces études permettent néanmoins d'appréhender l'impact observé sur les communautés en se plaçant à diverses échelles spatiales. Elles mettent en relief la diversité de la sensibilité des différentes populations aux variations des conditions environnementales, cette diversité découlant notamment des caractéristiques écologiques des différentes espèces.

Dans le cas des écosystèmes terrestres, les études de terrain permettent de hiérarchiser la sensibilité des populations en fonction des caractéristiques spatiales de leur fonctionnement :

- une espèce mobile et à capacité de dispersion importante présentera fréquemment un mode de fonctionnement en métapopulation. Elle pourra facilement et rapidement recoloniser un écosystème après qu'il ait été perturbé, et elle se régule à l'échelle "régionale" (c'est par exemple le cas des araignées, même si les assemblages sont aussi contraints par des facteurs locaux),
- une espèce qui a besoin de couloirs végétaux ou non perturbés pour se disperser ne recolonisera un milieu que si celui-ci lui est physiquement accessible ; elle se régule à l'échelle du paysage (c'est par exemple le cas des carabes ou des collemboles ; voir par exemple Frampton, 2002),
- une espèce dont les populations sont isolées se régule à l'échelle de l'habitat (cas des prairies où poussent des espèces végétales rares par exemple).

L'impact des pesticides sur les espèces va donc dépendre largement de leur écologie et, pour les espèces écologiquement contraintes, des possibilités de dispersion et de refuge que leur offre le paysage agricole.

La problématique est plus simplement posée pour les écosystèmes aquatiques puisque ces derniers ne sont pas destinés à recevoir directement des applications de produits phytosanitaires, sauf dans les cas précis de lutte contre la prolifération d'algues, d'invertébrés ou de poissons (cas de lacs en amont de barrages par exemple) ou dans le cas de cultures partiellement inondées (cas des rizières). Dans ce dernier cas, il s'agit d'usages pour lesquels le produit a été homologué spécifiquement et le statut du point d'eau concerné en tant qu'écosystème est discutable.

3.3.1.2. Démarche retenue pour la synthèse

La synthèse qui suit a pour objectif d'extraire de la littérature scientifique les connaissances acquises sur les impacts des produits phytopharmaceutiques (au sens des produits commerciaux utilisés et des substances actives qu'ils contiennent), sur les écosystèmes terrestres et aquatiques et pour les organismes non visés par ces produits. Les connaissances acquises lors des études en laboratoire ont été volontairement exclues de cette synthèse, l'objectif n'étant pas de faire l'inventaire des effets possibles des produits mais bien de leurs effets avérés *in situ*. Seules les études de laboratoire ayant permis d'expliquer des effets observés *in situ*, ou éclairant certaines questions précises ont été retenues. De même, les connaissances acquises lors de l'examen réglementaire des produits phytopharmaceutiques, qu'elles émanent d'essais en laboratoire ou *in situ* ont été exclues de la présente synthèse, au motif qu'elles sont générées afin d'identifier les effets potentiels des substances et de définir des seuils d'effets, mais qu'elles ne témoignent pas d'effets avérés sur le terrain. Ces données sont disponibles sur le site AGRITOX (<http://www.inra.fr/AGRITOX/>).

Pour chaque type d'écosystème (terrestre et aquatique), nous avons raisonné par groupe trophique et/ou groupe d'"exposition" (c'est-à-dire en regroupant des organismes pour lesquels les voies d'exposition sont proches ou identiques). Les conditions d'exposition peuvent varier de façon significative pour les représentants d'un même groupe, comme dans le cas des invertébrés terrestres par exemple, en fonction de leur habitat (sous la surface du sol, à la surface du sol, à la surface des feuilles, etc.) et de leur rôle fonctionnel (décomposeurs, prédateurs entomophages, parasitoïdes entomophages, pollinisateurs).

Pour chacun de ces groupes, nous nous sommes attachés à dresser l'état des lieux sur leur état écologique et démographique, au moyen des informations disponibles dans la littérature scientifique ou fournie par des réseaux de surveillance quand ils existent. Une synthèse des impacts identifiés des pesticides utilisés en milieu agricole est ensuite présentée, qui inclut les effets directs et indirects des substances. Enfin, parce que les effets observés sont souvent difficiles à attribuer aux seuls traitements phytosanitaires, nous avons tenté de lister les autres facteurs associés aux activités agricoles susceptibles d'être, au moins en partie, responsables de ces effets.

En ce qui concerne les écosystèmes terrestres, une partie des informations présentées a été extraite d'une synthèse publiée en 2005 par Hole *et al.*, qui recense les études qui ont cherché à comparer la biodiversité à divers niveaux d'organisation biologique dans des systèmes cultureux "biologiques" et "conventionnels" et qui ont été réalisées jusqu'en 2004. Cette analyse constitue un apport assez complet, de par son caractère exhaustif dans les études recensées et analysées, mais aussi par l'analyse critique réalisée par les auteurs, et enfin par leurs propositions quant aux impératifs méthodologiques auxquels devrait répondre ce type d'étude. Sur la base des 76 études recensées et analysées, Hole *et al.* recommandent la mise en place de systèmes de conduite culturale ayant moins recours à l'usage de pesticides chimiques, et favorisant la préservation des zones de bordure de champ végétalisées ainsi que la mise en place de cultures mixtes (c'est-à-dire associant plusieurs espèces végétales).

Sur le plan méthodologique, ces études comparatives peuvent présenter des biais, notamment liés :

- aux différentes définitions de "systèmes cultureux biologiques" données par les auteurs,
- au soin de l'agriculteur dans la conduite de sa culture (au sens de la stricte application des actions prévues au préalable), qui peut être variable,

- à la durée des suivis (une saison à un an, ce qui est relativement court),
- à la taille des parcelles suivies, qui peut être plus ou moins pertinente selon les capacités de dispersion des groupes d'organismes étudiés, et aux paramètres sélectionnés pour mesurer la biodiversité.

En dépit de ces biais, les études convergent, pour les surfaces arables tout au moins, vers la mise en évidence d'un bénéfice écologique associé aux systèmes biologiques, bénéfice lié à la pratique retenue, ainsi qu'à l'action concurrente de paramètres comme le type de culture et le climat. Les études similaires en vergers ou pâtures sont rares, voire inexistantes. Les observations concernant pour la plupart des lots de champs cultivés en parallèle selon divers modes de cultures (études transversales ou synchroniques) et elles n'abordent pas la question des impacts écologiques du passage d'un système de culture intensif à un système intégré ou biologique (études longitudinales ou diachroniques).

3.3.2. Les écosystèmes terrestres

En principe, les traitements phytopharmaceutiques sont appliqués uniquement sur les surfaces cultivées, ce qui réduit l'exposition aux populations présentes au moment du traitement ou entrant dans la surface cultivée avant la dissipation des résidus de produit. Les populations les plus directement exposées sont la faune (macro- et micro-faune) et les micro-organismes de l'écosystème cultivé. L'exposition des populations qui nichent ou se nourrissent dans les espaces semi-naturels avoisinant les surfaces cultivées est donc en théorie limitée.

En pratique, l'application de produits, en particulier par pulvérisation, conduit presque systématiquement à une contamination des bordures des surfaces traitées (haies, buissons, cultures adjacentes, etc.) par la dérive de brumes de pulvérisation ou de poussières de traitement de semences ou de granules (voir par exemple Klöppel & Kördel, 1997; Koch *et al.*, 2003, pour des études de terrain, et Rautmann *et al.*, 2001 pour la génération d'une base de données). De même, des résidus secs ou humides générés lors du traitement ou par volatilisation à partir du feuillage ou du sol contribuent, parfois significativement, au transfert de substances à moyenne ou à longue distance de l'endroit de traitement. Dès lors, l'exposition directe à des gouttelettes ou au dépôt sur la végétation concerne un spectre plus large d'espèces, aussi bien foliaires qu'édaphiques. L'exposition via l'air concerne en principe les résidus secs et humides, ces derniers représentant probablement une voie majeure comparativement aux résidus secs (Unsworth *et al.*, 1999). Il convient de rappeler ici que les concentrations en pesticides mesurées dans les eaux de pluie sont généralement de l'ordre du microgramme par litre, parfois moins. En considérant une précipitation de 20 mm d'une pluie à 1 µg/l, la quantité redéposée à l'hectare est de 0,2 g de substance (Unsworth *et al.*, 1999). A cette dose, des effets directs de ces résidus peuvent se manifester pour les substances les plus toxiques.

Il résulte de ce qui précède qu'aucun groupe d'organisme ne peut être a priori complètement protégé d'une exposition aux produits phytopharmaceutiques, ce que confirme la littérature puisque des impacts de ces produits ont été observés, à des degrés divers, pour tous les groupes d'organismes.

En France, des mesures de gestion des risques ont été prises au niveau réglementaire pour certains groupes d'organismes. En particulier, un arrêté récemment revu interdit, en vue de protéger les abeilles et autres insectes pollinisateurs, *"toute application d'un produit insecticide ou acaricide en période de floraison et de production d'exsudats, quels que soient les produits et les appareils utilisés, sur tous les peuplements forestiers et toutes les cultures visées par ces insectes (JORF, 2004)"*. Une mention dérogatoire à cet interdit peut être attribuée sous conditions à certains produits qui peuvent être alors utilisés durant ces périodes, mais toujours en dehors de la présence d'abeilles. La réglementation européenne prévoit le même type d'interdiction d'usage pour tous les produits pour lesquels l'évaluation des risques indique un risque pour les abeilles, sans relation avec l'action (insecticide ou fongicide) du produit (Directive 91/414/EC, texte consolidé, 2004). Elle prévoit également que des dispositions visant à limiter l'exposition des écosystèmes situés en dehors des parcelles traitées soient mentionnées sur l'étiquette des produits, en fonction des conclusions de l'évaluation des risques (Directive 91/414/EC, 2004). Ces dispositions sont par exemple l'instauration de zones tampons ou de

zones non traitées, de largeur variable et définie lors de la procédure d'évaluation des risques. Ces dispositions à l'étiquetage sont entrées en vigueur au niveau national et vont ainsi apparaître progressivement sur les emballages des produits commercialisés.

3.3.2.1. Impact des pesticides sur les organismes du sol

L'exposition

L'exposition des organismes du sol concerne les produits appliqués en traitement du sol (*i.e.* incorporés), mais aussi les produits appliqués en pré-émergence (pulvérisés vers un sol nu), en post-émergence ou en traitement foliaire (pulvérisés directement sur la végétation). Les produits appliqués en granules et en traitement de semences peuvent aussi être à l'origine d'effets non-intentionnels, des impacts sur des invertébrés du sol ayant par exemple été mis en évidence avec des semences traitées (Larink & Sommer, 2002).

L'épandage, sur sol nu ou à divers stades de développement des cultures, conduit inévitablement à une exposition des organismes du sol, ces derniers recevant soit la pleine dose, soit la fraction de la dose non interceptée par la végétation. Ceci est pris en compte lors de l'évaluation des risques conduite en amont de l'attribution des autorisations de mise sur le marché des produits, qui comprend une évaluation du risque pour les micro- et macro-organismes du sol de la parcelle cultivée recevant le produit (Directive 91/414/EC, 2004).

Le transfert des produits en dehors des parcelles traitées peut se faire via le sol (drainage, ruissellement), mais aussi via l'air (brumes de pulvérisation, poussières de traitement de semences ou de granules, volatilisation), et contribue à l'exposition des organismes du sol en dehors du champ.

Que ce soit dans le champ ou en dehors du champ, il est difficile de faire la distinction entre les différentes voies d'absorption (ingestion, inhalation, contact) et plusieurs voies sont souvent impliquées dans l'absorption d'une substance par un organisme donné. Aussi la question n'est-elle jamais abordée dans les études d'écotoxicité. L'accent est plutôt mis sur les différences de biodisponibilité d'un organisme à un autre, ce qui intègre le rôle de la voie d'absorption, de la répartition de la substance dans les sous-compartiments de l'environnement (particules, eau, air) du sol, et du comportement des organismes dans l'exposition à la substance.

L'impact potentiel des pesticides sur les organismes du sol dépend de divers paramètres environnementaux tels que le type de sol et la température, qui influent sur la persistance, la disponibilité et la toxicité des pesticides ainsi que sur le métabolisme microbien (Beulke & Malkomes, 2001). En raison de l'intégration complexe de ces facteurs, des relations claires entre l'effet observé d'une substance et les facteurs environnementaux sont rarement établies. Par souci de simplification, la fraction non liée des substances actives et produits de dégradation est associée à la fraction "biodisponible" pour les organismes du sol à l'inverse des résidus liés qui sont considérés comme "immobilisés" aux sens physico-chimique et biologique du terme (voir par exemple Belfroid *et al.*, 1986 in Lanno *et al.*, 2004). En réalité, certaines substances peuvent être remobilisées par des organismes tels que les vers de terre, lors de leur passage dans le tractus digestif (voir par exemple Gevaø *et al.*, 2001 in Knacker *et al.*, 2003), ce qui réintègre de fait ces résidus liés dans la fraction potentiellement biodisponible.

L'état des lieux écologique

La faune du sol regroupe trois ensembles d'organismes (Lavelle, 1997) :

- les micro-organismes (bactéries, champignons mycorrhiziens, protozoaires, nématodes, rotifères et tardigrades) impliqués dans le recyclage de la matière organique de faible poids moléculaire,
- la mésofaune (enchytréides, collemboles, acariens, protoures et diploures) qui vit dans le réseau de pores du sol. Outre des prédateurs, elle rassemble des organismes se nourrissant à partir des champignons, des végétaux décomposés et des particules minérales, etc.,
- la macrofaune (gastéropodes, lombrics, arachnides, isopodes, myriapodes, diptères (larves), lépidoptères (larves) et coléoptères (larves et adultes), qui vit entre les micro-agrégats du sol et se

nourrit du sol, de la microflore et de la microfaune, des matières organiques solubles dans l'eau du sol et de la faune et de la flore épigée. Ce groupe comprend également les vertébrés.

L'ensemble de ces organismes est donc impliqué dans le recyclage de la matière organique, le maintien des cycles biogéochimiques des éléments et des qualités physico-chimiques de leur habitat.

L'ensemble de ces organismes est également impliqué dans la "bio-épuration" du sol vis-à-vis des pesticides et des autres xénobiotiques qu'il peut contenir (Cortet *et al.*, 2002). Ce rôle est aussi bien direct qu'indirect comme dans le cas des vers de terre dont les galeries abritent une microflore abondante impliquée dans la dégradation des pesticides (Edwards *et al.*, 1993 ; Sadeghi & Insensee, 1997 ; Stehouwer *et al.*, 1994 in Holland, 2004).

Les suivis centrés sur les impacts des pesticides sur ces organismes indiquent un déclin, comme par exemple parmi les populations de champignons du sol aux Pays-Bas (Arnolds, 1985, 1989 in de Jong, 1996).

Cependant, la majorité des informations recueillies sur le terrain et abordant la question des impacts des pesticides provient d'analyses comparées des populations de micro- et macro-organismes dans des systèmes de cultures conventionnels, biologiques, et dans certains cas intégrés, et ne différant donc pas uniquement par l'apport en phytosanitaires.

Les réseaux de surveillance

Il n'existe pas à notre connaissance de réseau de surveillance incluant spécifiquement les organismes du sol dans ses suivis.

La littérature scientifique

Les micro-organismes

Sur les 76 études recensées par Hole *et al.* (2005), 19 intégraient des mesures réalisées sur les populations de micro-organismes. En règle générale, ces études ont mis en évidence des différences limitées entre les systèmes biologiques et conventionnels en ce qui concerne les populations de bactéries et de champignons (Foissner, 1992, Girvan *et al.*, 2003, Shannon *et al.*, 2002, Wander *et al.*, 1995 et Yates *et al.*, 1997 in Hole *et al.*, 2005), même si ces populations avaient tendance à être plus abondantes et actives dans les systèmes biologiques (Bossio *et al.*, 1998, Fraser *et al.*, 1988, Gunapala & Scow, 1988, Mader *et al.*, 1995 et Scow *et al.*, 1994, in Hole *et al.*, 2005 pour les bactéries ; Fraser *et al.*, 1988, Shannon *et al.*, 2002 et Yeates *et al.*, 2002, in Hole *et al.*, 2005, pour les champignons). L'apport de matière organique (d'origine animale ou végétale), plus conséquent dans les systèmes biologiques, serait en partie responsable de la stimulation des populations bactériennes (Bossio *et al.*, 1998, Fraser *et al.*, 1988 et Gunapala & Scow, 1988, in Hole *et al.*, 2005). Un effet stimulant des pesticides sur l'activité des micro-organismes peut dans certains cas être observé. Ce phénomène peut découler de l'utilisation par les micro-organismes survivants de nutriments provenant de la décomposition d'autres micro-organismes tués par les pesticides ou de la prolifération de micro-organismes capables de dégrader ces substances (Smith & Mayfield, 1977 ; Kunc *et al.*, 1985 ; Venkatramesh & Agrihothrudu, 1988 ; Cortet *et al.*, 2002a). Dans certains cas, une phase secondaire d'inhibition de la croissance des micro-organismes, voire de réduction de leur abondance, est observée, qui serait parfois liée à la formation de produits de dégradation toxiques (Corke & Thompson, 1970 ; Taiwo & Oso, 1997).

En ce qui concerne les effets sur la diversité, une revue récemment publiée par Johnsen *et al.* (2001) insiste sur l'importance de conduire des investigations à long terme pour en appréhender l'évolution. Par exemple, des suivis de 10 ans en vergers ont montré des impacts de sulfonyle-urées sur la diversité bactérienne du sol, impacts confirmés par plusieurs paramètres d'évaluation (El Fantroussi *et al.*, 1999 in Johnsen *et al.*, 2001).

La diversité fongique peut être la seule affectée par certains produits, comme l'ont montré les travaux de Bjornlung *et al.*, (2000 in Johnsen *et al.*, 2001) sur les populations de champignons autour des racines de plants d'orge, alors qu'aucun effet n'a été observé sur les populations de bactéries (Thirup *et al.*, 2001 in Johnsen *et al.*, 2001).

De même, des exemples d'effets spécifiques à certaines populations bactériennes ont été répertoriés par Johnsen *et al.* (2001). Des groupes de bactéries nitrifiantes, "ammonium-oxydantes" peuvent être inhibées spécifiquement par des fongicides à mode d'action multi-sites (Doneche *et al.*, 1983 in Johnsen *et al.*, 2001). Malheureusement, les auteurs soulignent que les connaissances en ce domaine sont souvent centrées sur ce groupe fonctionnel, principalement en raison de la faible diversité des communautés de bactéries nitrifiantes et de la grande spécificité de ce groupe. Il est donc impossible de dire si d'autres groupes fonctionnels peuvent présenter une sensibilité particulière à ces mêmes produits ou à d'autres.

L'association entre des effets sur un groupe fonctionnel et ceux sur la fonction elle-même n'est pas systématique. Ainsi par exemple, l'application d'atrazine et de métolachlore durant 20 années sur une monoculture de maïs a été associée à des impacts sur la structure de la communauté de micro-organismes, en particulier des bactéries méthanotrophes, mais sans que cela se traduise par des effets sur l'oxydation méthanique, l'abondance des organismes remplissant cette fonction étant préservée (Seghers *et al.*, 2003a).

Des phénomènes de "tolérance" du sol à l'effet des pesticides ont été observés, ces tolérances pouvant concerner des substances différentes de celles qui les ont induit, comme l'ont montré les travaux de Seghers *et al.* (2003b), réalisés sur des sols ayant reçu de l'atrazine durant 20 ans et devenus "tolérants" à des inhibiteurs de l'oxydation du méthane (2,4-D).

Enfin, les effets indirects des pesticides sur les micro-organismes ne sont quasiment pas documentés. Edwards (1984, in Stoate *et al.*, 2001) a suggéré qu'en éliminant des plantes, les herbicides exercent un effet indirect sur les organismes impliqués dans la dégradation de la matière organique et sur le taux de dégradation de la matière organique dans le sol. Ce phénomène n'a toutefois pas été spécifiquement étudié sur le terrain.

Les nématodes

L'analyse des comparaisons "système biologique" versus "système conventionnel", indique que l'abondance des nématodes tend à être plus marquée dans les premiers (Bloem *et al.*, 1994, in Stoate *et al.*, 2001), avec des différences toutefois selon le genre et le groupe (Bongers & Bongers, 1998, in Hole *et al.*, 2005). Les populations des nématodes bactériophages sont plus abondantes dans les systèmes biologiques, favorables au développement de la biomasse bactérienne, alors que dans les systèmes conventionnels, ce sont d'autres espèces de nématodes, se nourrissant plutôt de champignons, qui sont plus abondantes (Berkelmans *et al.*, 2003, Ferris *et al.*, 1996, Freckman & Ettema, 1993 et Neher & Olson, 1999, in Hole *et al.*, 2005). Le ratio C:N élevé des apports de matière organique qui sont effectués dans les systèmes conventionnels a été évoqué pour expliquer la stimulation de l'activité fongique dans ces derniers (Ferris *et al.*, 1996 et Beare *et al.*, 1992, in Hole *et al.*, 2005).

Deux autres études ont montré pour la première une plus grande abondance des populations en système biologique (Yeates *et al.*, 1997, in Hole *et al.*, 2005) et pour la seconde des différences moins marquées entre les deux types de culture (Foissner, 1992, in Hole *et al.*, 2005).

Les tardigrades

Une seule étude les mentionne (Yeates *et al.*, 1997, in Hole *et al.*, 2005), qui indique une plus grande abondance de ces organismes en système biologique.

Les annélides

Le rôle des annélides dans la structuration et les fonctions du sol et leur relative sensibilité aux pesticides ont fortement contribué à faire de ces organismes le point d'entrée des études d'écotoxicité des pesticides et autres substances chimiques (biocides, métaux, etc.) pour les macro-organismes du sol. L'absence de cuticule, qui favorise l'absorption épidermique des substances, la faible expression d'enzymes de détoxification telles que les monooxygénases à cytochrome P450 font des vers de terre des organismes potentiellement vulnérables à la présence de xénobiotiques dans le sol (Lanno *et al.*, 2004). Pour cette raison, à laquelle s'ajoutent des motifs purement méthodologiques, les vers de terre font partie des organismes systématiquement inclus dans la liste des essais d'écotoxicité requis d'un

point de vue réglementaire pour les produits phytopharmaceutiques (Directive 91/414/EC, 2004 ; pour une synthèse, voir la base de données AGRITOX).

Dans l'ensemble des travaux dont la synthèse est présentée dans Hole *et al.* (2005), 6 études ont porté spécifiquement sur les populations de vers de terre et 7 autres études les ont pris en compte dans la liste des organismes étudiés. Pour les cultures arables, la conduite biologique est associée à des populations plus abondantes que dans le cas de la conduite conventionnelle (Gerhardt, 1997, Brooks *et al.*, 1995, Regnold *et al.*, 1996, Liebig & Doran *et al.*, 1999, Berry & Karlen, 1993, in Hole *et al.*, 2005), et ce aussi bien dans la parcelle cultivée que dans les zones de bordure (Brown, 1999, in Hole *et al.*, 2005). La densité d'organismes peut être doublée dans les sols moins traités, avec notamment plus d'individus aneciques¹ et plus de juvéniles (Pffner & Mader, 1997, in Hole *et al.*, 2005). Comme pour les micro-organismes, l'apport d'engrais organique expliquerait, au moins en partie, les résultats observés (Berry & Karlen, 1993, Brooks *et al.*, 1995, Gerhardt, 1997 et Pffner & Mader, 1997, in Hole *et al.*, 2005).

D'autres études ont mis en évidence des différences moins marquées entre les deux types de culture (Foissner, 1992, Nuutinen & Haukka, 1990, in Hole *et al.*, 2005), ou une plus faible abondance des populations de vers de terre en système biologique (Czarnecki & Paprocki, 1997, in Hole *et al.*, 2005). Le recours à un labour en profondeur dans les systèmes biologiques expliquerait ce résultat (Berry & Karlen, 1993, in Hole *et al.*, 2005). Les bordures enherbées peuvent jouer un rôle de réservoir et favoriser le repeuplement de la zone cultivée (Brown, 1999, in Hole *et al.*, 2005). Des résultats comparables (peu de différence ou une différence en faveur du système conventionnel) ont été mis en évidence lors de suivis réalisés dans des prairies, sans qu'une explication satisfaisante soit fournie (Yeates *et al.*, 1997, Foissner, 1992 et Younie & Armstrong, 1995, in Hole *et al.*, 2005). Au cours d'une étude comparant les impacts de deux systèmes de culture différant en termes d'apport en pesticides (un système conventionnel et un système proposant 50 % de réduction de produits appliqués et pas d'apport d'insecticides), Tarrant *et al.* (1997) n'ont pas observé de différences liées au paramètre "pesticide" dans les populations de vers de terre après deux ans de suivi, les différences étant plus importantes d'un sol à l'autre ou d'une culture à l'autre qu'entre les deux systèmes de culture.

Certains fongicides peuvent induire des modifications de comportement chez les vers de terre, avec des différences selon les espèces et le stade biologique (Christensen & Mather, 2004). Les modifications de comportement, mesurées par l'abondance de vers retrouvés à différentes profondeurs de sol, traduisent des réactions de fuite des parcelles traitées en réponse à l'exposition aux pesticides.

Les effets des herbicides sur les populations de vers sont controversés : Fox (1964, in Farenhorst *et al.*, 2003), a observé un déclin au sein des populations présentes dans des parcelles traitées à l'atrazine, en raison d'un couvert végétal diminué par le désherbage chimique. Les herbicides peuvent aussi influencer indirectement la répartition spatiale des vers, comme l'ont observé Edwards & Bohlen (1996, in Farenhorst *et al.*, 2003), en générant une abondance accrue de matériel végétal mort à la surface du sol, qui se traduit par une augmentation de l'abondance des populations de vers de terre en surface.

Les insectes

Les carabes constituent le groupe le plus étudié des macro-organismes arthropodes du sol. Dans la synthèse de Hole *et al.* (2005), un total de 11 études portait spécifiquement sur les carabes et 10 études supplémentaires les avaient pris en compte dans leurs analyses.

Douze études ont relevé une abondance des populations de carabes plus élevée dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels (Booij & Noorlander, 1992, Carcamo *et al.*, 1995, Clark, 1999, Dritschilo & Wanner, 1980, Hokkanen & Holopainen, 1986, Irmeler, 2003, Kromp, 1989, 1990, O'Sullivan & Gormally, 2002, Pffner & Luka, 2003, Pffner & Niggli, 1996 et Reddersen, 1997, in Hole *et al.*, 2005), tandis que quatre études mettaient en évidence une tendance contraire (Armstrong, 1995, Moreby *et al.*, 1994, Weibull *et al.*, 2003 et Younie & Armstrong, 1995, in Hole *et al.*, 2005).

¹ Ces vers de terre vivent dans des galeries verticales profondes, mais se nourrissent près de la surface du sol, particulièrement la nuit.

En ce qui concerne d'autres paramètres structuraux, Hutton & Giller (2003, in Hole *et al.*, 2005) ont rapporté une diversité, une richesse et une biomasse des populations de carabes plus importantes en système biologique qu'en système conventionnel.

Des résultats contradictoires ont été relevés entre divers taxons chez les coléoptères, voire même pour une même espèce d'une étude à l'autre. Ceci reflète la complexité du jeu des variables influant sur ces populations lors d'une analyse à l'échelle des pratiques agricoles. Ainsi, certaines études ont mis en évidence une densité et une activité plus importantes chez les carabes dans les systèmes biologiques alors que ces mêmes paramètres étaient réduits chez les seuls staphylins (Kroos & Schaefer, 1998 et Weibull, 2003, in Hole *et al.*, 2003 ; Andersen & Etun, 2000 et Brooks *et al.*, 1995 in Hole *et al.*, 2005). D'autres études ont montré que l'abondance des staphylins était plus importante dans les systèmes organiques que dans les systèmes conventionnels (Pfiffer & Niggli, 1996 et Berry *et al.*, 1996, in Hole *et al.*, 2005).

Les raisons de cette réaction différente des staphylins par rapport aux autres coléoptères restent peu explorées. Une compétition importante avec les carabes est parfois évoquée (Andersen & Etun, 2000 in Hole *et al.*, 2005). Par ailleurs, ces organismes sont considérés comme relativement sensibles aux produits phytopharmaceutiques, et ils font à ce titre partie des espèces standards représentatives des arthropodes non visés par les traitements sur lesquels les impacts potentiels des produits sont testés avant leur mise sur le marché (ESCORT, 1994, base de données AGRITOX).

En plus des effets directs des pesticides, des effets indirects peuvent se produire, dont le rôle est difficile à dissocier de celui des premiers. Par exemple, une couche herbacée plus hétérogène, préservée dans les systèmes biologiques, génère un microclimat stable favorable au développement de ces organismes.

Les collemboles

Peu de différences liées au système de culture ont été constatées pour les collemboles (Alvarez *et al.*, 2001, Czarnecki & Paprocki, 1997 et Yeates *et al.*, 1997, in Hole *et al.*, 2005).

Les arachnides

Les impacts sur les populations d'araignées ont fait l'objet de 3 études spécifiques et 7 études supplémentaires les ont prises en compte (Hole *et al.*, 2005). Les suivis réalisés sur des surfaces arables ont montré une richesse et une abondance supérieures dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels (Feber *et al.*, 1998, in Hole *et al.*, 2005). Basedow (1998, in Hole *et al.*, 2005) a observé un effet positif des systèmes biologiques sur la richesse spécifique mais pas sur l'abondance des espèces. Gluck & Ingrisch (1990, in Hole *et al.*, 2005) ont recensé une faune plus homogène en système conventionnel, et l'abondance des deux espèces majoritaires y était plus importante qu'en système biologique. Dans les autres études, les observations confirment une abondance plus élevée des populations d'araignées en système biologique (Booij & Noorlander, 1992, Moreby *et al.*, 1994, Reddersen, 1997, Pfiffner & Luka, 2003 et Pfiffner & Niggli, 1996, in Hole *et al.*, 2005) ou peu d'influence du mode de conduite des cultures (Berry *et al.*, 1996, Booij & Noorlander, 1992 et Weibull, 2003, in Hole *et al.*, 2005).

Les acariens

Les acariens sont plus abondants dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels (Moreby 1996, Reddersen, 1997 et Yeates, 1997, in Hole *et al.*, 2005).

Les isopodes et myriapodes

Les isopodes et myriapodes sont souvent considérés comme les organismes du sol les plus sensibles (avec les gastéropodes) aux altérations associées aux cultures et ils sont généralement rares dans les milieux agricoles (Wolters & Ekschmitt, 1997, in Holland, 2004). Ceci expliquerait l'absence d'information sur les impacts possibles des pesticides sur ces organismes sur le terrain.

Les mollusques

Les gastéropodes, sont considérés, au même titre que les isopodes et myriapodes, comme les organismes du sol les plus sensibles aux altérations associées aux cultures et ils sont effectivement rares dans les milieux agricoles (Wolters & Ekschmitt, 1997, in Holland, 2004). Il n'y a pas d'informations sur les impacts possibles des pesticides sur ces organismes sur le terrain.

Les vertébrés du sol

Les vertébrés vivant dans le sol, comme les taupes par exemple, sont plutôt considérés comme des organismes nuisibles aux activités agricoles et leur présence est relativement rare dans les terres cultivées. De fait, ils ne font l'objet d'aucun suivi et d'aucune investigation d'ordre écotoxicologique en ce qui concerne les effets non intentionnels des pesticides.

Les fonctions du sol

Sur le plan réglementaire, les impacts sur les micro-organismes du sol sont abordés via des mesures d'effets sur des fonctions du sol reflétant sa capacité à recycler la matière organique, par le fonctionnement du cycle de l'azote et du carbone (Directive 91/414/EC, 2004). Aussi ces deux paramètres sont-ils systématiquement abordés dans les études d'écotoxicité conduites sur les produits phytopharmaceutiques (substances et préparations) (base de données AGRITOX).

Dans la grande majorité des cas, les observations portent sur des paramètres structuraux tels que l'abondance, la diversité ou la richesse des communautés présentes dans des cultures soumises à des intrants. Les conséquences des impacts des pesticides sur les paramètres de fonctionnement du sol sont rarement discutées, notamment en raison du nombre de paramètres qu'il est nécessaire de suivre sur le terrain afin de mettre en évidence des relations de cause à effet. Les conséquences sur les rendements agricoles le sont encore moins (Johnsen *et al.*, 2001).

Il est largement admis que la dégradation de la matière organique, qui implique de nombreux organismes et phénomènes physico-chimiques, est un paramètre intégrateur susceptible de traduire les effets des pesticides sur la transformation des nutriments du sol et, à long terme, sur sa fertilité (Knacker *et al.*, 2003). Dans une étude sur cultures de maïs, Cortet *et al.* (2002a) ont tenté de suivre l'impact de différents produits sur la dégradation de la matière organique en suivant en parallèle l'évolution des communautés de micro-arthropodes du sol. Des diminutions ou des augmentations de la dégradation de la matière organique ont ainsi pu être associées à la dynamique de populations diversement affectées par des herbicides ou insecticides. Les observations comparées de cultures conduites en système intégré ou conventionnel tendent à montrer une biomasse plus abondante de l'ensemble des organismes du sol dans les systèmes intégrés (Zwart *et al.*, 1994, in Stoate *et al.*, 2001). Cette tendance peut expliquer qu'un taux de minéralisation de la matière organique par la faune de 87 % ait été mesurée en système intégré contre 49 % seulement en système conventionnel (Didden *et al.*, 1994, in Stoate *et al.*, 2001). Aussi l'étude de Cortet *et al.* (2002a), en comportant un suivi parallèle des communautés et de la dégradation de la matière organique du sol comme paramètre fonctionnel, demeure une exception.

La recolonisation

Le processus de recolonisation des sites traités, qui conditionne le risque d'effet à long terme des pesticides sur les invertébrés, a été abordé dans quelques études dédiées, soit en relation avec les éléments du paysage, soit en relation avec une dynamique de réduction des apports de pesticides au cours du temps.

L'importance des zones de bord de champ dans l'intensité des effets des pesticides sur les populations a été décrite par Frampton (2000), lors d'une analyse comparée des populations de collemboles dans des cultures soumises à deux régimes phytosanitaires différents (conduite conventionnelle et conduite avec apport réduit de pesticides et non apport d'insecticides). Des impacts imputables aux pesticides ont pu être quantifiés, qui consistent en la disparition de certaines espèces dans les zones cultivées. Dans les zones de bord de champ, protégées par une zone tampon de 6 mètres de large, les effets étaient moins marqués ou transitoires. A plus long terme, l'importance des effets s'est avérée être très

dépendante de la capacité de dispersion des espèces présentes, ce qui souligne le lien entre les effets des pesticides et les traits écologiques des espèces.

L'impact des apports phytosanitaires à long terme est donc susceptible de varier selon la taille des parcelles et la présence de végétation en bordure de champs, qui conditionnent la possibilité de recolonisation (Basedow, 1998, Gluck & Ingrisch, 1990 et Haughton *et al.*, 1999, in Hole *et al.*, 2005). En d'autres termes, la pression exercée par le ou les produits utilisés sur une espèce donnée dépend de la surface que représente la parcelle traitée par comparaison à la taille totale de son habitat, et de la présence à proximité de zones refuges. L'importance de la présence de refuges sur l'impact d'insecticides sur des populations de collemboles a été analysée expérimentalement par Lee *et al.* (2001) dans des cultures de maïs. L'installation de bandes non traitées susceptibles de servir de refuges selon une distribution en quinconce s'est avérée suffisante pour que les communautés de collemboles dans les parcelles traitées restent comparables à celles des parcelles témoins, suggérant ainsi une action favorisant la recolonisation rapide par ces organismes. Le rôle des zones tampons dites de conservation ("conservation headland") a été étudié principalement au Royaume-Uni. La mise en place d'une zone tampon de 6 mètres de large en bordure de champ, sur laquelle ne sont appliqués, si nécessaire, que des herbicides sélectifs, a permis de réduire significativement les impacts directs et indirects des produits appliqués dans les parcelles sur les populations de lépidoptères (Dover, 1997). Des résultats comparables ont été obtenus en ce qui concerne les impacts de pesticides mesurés sur des populations de carabes (Hawthorne *et al.*, 1998), d'invertébrés auxiliaires, de vertébrés, d'oiseaux et de plantes (Longley & Sotherton, 1997 ; de Snoo, 1999). Cette composante spatiale de la recolonisation a été également abordée par Reddersen (1997, in Hole *et al.*, 2005), qui a réalisé des prélèvements à divers endroits des parcelles et en bordure et qui a mis en évidence une réduction plus importante de la richesse faunistique des bordures vers le milieu des champs dans les systèmes conventionnels que dans les systèmes biologiques. Il y a peu d'autres études qui ont réellement abordé la question des impacts des pesticides à une échelle démo-écologique, intégrant les éléments du paysage agronomique dans une analyse conduite sur le court ou le long terme.

La recolonisation a été également abordée dans le cadre d'une dynamique agronomique correspondant au passage d'un système de conduite culturale à forts intrants à un système de conduite culturale à intrants limités ou nuls. Étudiée chez les collemboles, la réponse des populations à l'inversion des systèmes de culture (i.e., le passage d'un système conventionnel à un système intégré et réciproquement) s'est avérée varier suivant les espèces, la recolonisation pouvant suivre ou non le rythme d'application des produits (Frampton, 2000). Un facteur confondant dans ce type d'étude est la couverture végétale, qui change d'une saison à l'autre et exerce un rôle protecteur pour les organismes évoluant à la surface du sol, ce qui rend délicate l'observation des impacts liés aux seules doses de produit appliquées (Frampton, 2000).

Les autres causes

Le travail du sol

Le travail du sol influe directement sur les populations d'organismes du sol. Le travail minimum du sol² est souvent associé à une biomasse microbienne, une diversité et une activité biologique plus importantes en comparaison à un travail du sol en profondeur (Wardle, 1995, Heisler, 1998 et Lupwayi *et al.*, 2001, in Holland, 2004). Cet effet peut être plus ou moins important selon la phase culturale (semis, récolte) et la profondeur du sol (Lupwayi *et al.*, 2001, in Holland, 2004). Le labour sans retournement du sol (*non inversion tillage*) tend à être associé à une teneur du sol en carbone organique et à une biomasse microbienne plus importantes (Fox, 2000, in Stoate *et al.*, 2001).

La réponse des nématodes au labour est plus complexe car elle est tributaire d'autres facteurs tels que le type de culture et le groupe fonctionnel de nématodes considéré (Mc Sorley & Gallaher, 1994 et LopezFando & Bello, 1995, in Holland, 2004).

² Labour mécanique minimal du sol avec au moins 30% de la surface du champ couverte par les résidus de la récolte. Appelé également "tillage sans labour" et "labour réduit".

En ce qui concerne la mésofaune, le travail du sol agit directement par le biais du degré de compaction et son effet varie donc selon la taille des organismes (Holland, 2004). Des effets négatifs du degré de compaction sur la biodiversité des micro-arthropodes du sol ont par exemple été mis en évidence par Cortet *et al.* (2002b) lors d'une étude de l'effet comparé de systèmes de cultures conventionnels ou intégrés sur la biodiversité de ce groupe d'organismes. En général, une densité importante de macropores facilite la distribution des micro-arthropodes dans le sol (Schrader & Lingnau, 1997, in Holland, 2004).

Les effets du travail du sol sur la macrofaune sont importants, bien que la nature de l'effet dépende de l'espèce, des conditions climatiques et du type de labour (Chan, 2001, in Holland, 2004). La majorité des études a porté sur les carabes présents dans les sols cultivés mais sensibles au type de culture et à leur saison. L'impact du labour est controversé, y compris pour la même espèce et selon la saison, en raison notamment de la sensibilité variable des stades de développement (Holland, 2004). Le fait que les effets du travail du sol soient moins tranchés chez ces espèces est également associé à une plus grande capacité de dispersion pour un grand nombre d'entre elles, même si, comme les lombrics, elles restent sensibles à un travail profond du sol. Aux effets mécaniques directs du passage de la lame s'ajoutent des effets indirects comme par exemple l'effet du labour par retournement (*inversion tillage*) qui expose les vers de terre aux prédateurs et à la dessiccation (House & Parmelee, 1985, in Holland, 2004) et est donc surtout dommageable aux espèces qui occupent plutôt les couches profondes du sol (aneciques) (Kladivco *et al.*, 2001, in Holland, 2004). Des suivis ont ainsi montré que les populations de vers de terre étaient six fois plus abondantes après un labour superficiel par comparaison avec celles observées dans des sols labourés "normalement" (El Titi & Ipach, 1989 et Wuest, 2001, in Holland, 2004).

La fertilisation

Les boues provenant d'élevages intensifs se sont parfois avérées toxiques pour les populations de vers de terre sur le terrain, sans que cette toxicité soit expliquée (Makeschin, 1997, in Stoate *et al.*, 2001).

Bilan

L'exposition des organismes du sol est inévitable dans les parcelles cultivées soumises à des traitements phytosanitaires. Néanmoins, tous ne sont pas exposés aux mêmes doses de substances actives, la distribution de celles-ci n'étant pas homogène dans la profondeur du sol, et leur biodisponibilité n'étant pas nécessairement identique pour tous les organismes. Sur ce dernier point, le statut écotoxicologique des résidus liés doit être discuté sur le long terme.

Il y a un retour du terrain très limité en ce qui concerne l'évolution des communautés d'organismes du sol ces dernières années, même si un déclin est en général évoqué depuis que les pesticides sont utilisés de façon intensive.

Du fait de leur habitat fortement ou complètement intégré au sol cultivé, il est souvent presque impossible de distinguer les effets directs des pesticides de leurs effets indirects pour ces organismes, sauf à multiplier le nombre de paramètres mesurés. De même, nombre de pratiques culturales (fertilisation, travail du sol) exercent un effet sur ces populations.

Enfin, aucun de ces groupes d'organisme ne fait l'objet d'un suivi systématique par un réseau de surveillance, que ce soit au niveau national ou au niveau communautaire.

Le Tableau 3.3-1. récapitule les observations concernant les effets directs et indirects des pesticides observés pour chaque groupe d'organismes du sol, et liste les autres facteurs ou les pratiques susceptibles d'exercer aussi des effets, identifiés comme facteurs confondants pour les études d'impact.

Tableau 3.3-1. Récapitulatif des connaissances sur les effets des pesticides sur les organismes du sol

Groupe d'organisme ou fonction	Etat des données*	Effets directs des pesticides	Paramètres confondants	Effets indirects	Aspects non documentés
Bactéries	++	Négatif, neutre ou positif	Apport d'engrais	Débris végétaux suite à usage d'herbicides	Certains groupes fonctionnels, analyse par type de produits
Champignons	++	Négatif, neutre ou positif	Apport d'engrais		Certains groupes fonctionnels, analyse par type de produits
Arthropodes	++	Négatif, neutre ou positif	Couvert végétal	Débris végétaux suite à l'usage d'herbicides	Beaucoup de groupes n'ont pas fait l'objet d'études de terrain Analyse par type de produits
Annélides	++	Négatif ou neutre	Apport d'engrais Labour Bordures végétalisées Couvert végétal	Débris végétaux suite à l'usage d'herbicides	Analyse par type de produits
Mollusques	-	-	-	-	-
Nématodes	+	Négatif, neutre ou positif	Apport d'engrais	Effets sur les bactéries ou les champignons	Analyse par type de produits
Tardigrades	+	Négatif ou neutre	-	-	Analyse par type de produits
Faune du sol	-	-	-	-	-
Fonctions du sol	+	Négatif, neutre ou positif	Apport d'engrais	Effets sur les organismes responsables	Connexion avec les organismes responsables

*+: données fragmentaires ; ++ : données incomplètes pour dresser un état des lieux ; -: non documenté

3.3.2.2. Impacts sur les invertébrés épigés

L'exposition

Les invertébrés épigés peuvent entrer au contact de produits phytopharmaceutiques soit directement lors du traitement lorsque des résidus sont présents dans l'air, soit via un substrat sur lequel subsistent des résidus de produits, comme le sol ou les plantes. L'exposition par ingestion est possible et concerne tous les types d'invertébrés, soit par ingestion de nourriture contaminée, soit par le biais du toilettage. L'exposition par inhalation est également envisageable, et concerne comme pour les autres groupes d'organismes, toutes les substances au moment de l'épandage, et ensuite les substances volatiles.

Le contact des organismes avec les résidus de produit peut constituer une part significative de l'exposition, même si des différences existent entre les espèces. En effet, comparativement aux vertébrés, les invertébrés sont de taille assez réduite, ce qui implique une surface d'échange proportionnellement plus importante avec les surfaces contaminées. Leur mobilité, qui conditionne la possibilité de quitter la parcelle traitée, est souvent plus limitée que celle des vertébrés, ce qui augmente ainsi la probabilité de rester au contact de résidus. Au sein même des invertébrés, des différences d'activité et de comportement conditionnent la quantité de produit avec laquelle l'animal entre en contact (Jagers op Akkerhuis & Hamers, 1992). La part relative du contact dans l'exposition globale de l'organisme va dépendre de la relation trophique qu'une espèce entretient avec la culture (comme dans le cas des auxiliaires). Ces relations trophiques interviennent de par la dépendance plus ou moins grande des espèces pour la ressource alimentaire que constitue la parcelle cultivée, ce qui conditionne leur temps de présence dans cette dernière, et par la nature de l'exposition (contact et ingestion par toilettage, auquel peut s'ajouter l'ingestion de végétaux, d'insectes, mais aussi de sucs et d'exsudats de plantes pouvant contenir des substances aux propriétés systémiques).

Les pollinisateurs sont exposés aux produits phytopharmaceutiques par contact avec le produit lors du traitement ou avec le produit ou ses résidus ensuite, et par ingestion du produit et/ou de ses résidus via du nectar, du pollen ou de l'eau (rosée contaminée par exemple). L'exposition des pollinisateurs ne diffère pas, qualitativement du moins, de celle d'autres invertébrés épigés liés aux cultures.

Pour l'ensemble des invertébrés épigés, des effets indirects ont été démontrés, via la destruction des ressources alimentaires, la destruction de l'habitat ou des sites de reproduction.

L'état des lieux écologique

Les invertébrés épigés sont d'une grande variété aussi bien du point de vue de leur place dans les chaînes alimentaires que de leur mobilité, de leur taille ou de leurs traits écologiques. C'est ainsi que sont présents des détritivores, des consommateurs primaires et des prédateurs, qui occupent des habitats de structures et de tailles très variables, multipliant ainsi les modalités et la durée de leur exposition potentielle aux pesticides, et leur capacité à supporter des stress chimiques.

On constate un déclin de ce groupe d'organismes dans le paysage agricole, associé à l'intensification de l'agriculture depuis les 40 dernières années, qui concerne des groupes taxonomiques très variés (Potts, 1991, in Stoate *et al.*, 2001 ; Longley & Sotherton, 1997 ; Donald, 1998, in Stoate *et al.*, 2001 ; Sotherton & Self, 2000). Aebischer (1991, in Benton *et al.*, 2002) a par exemple mis en évidence une diminution des populations d'arthropodes lors d'un suivi mené durant 17 ans dans 5 fermes du sud de l'Angleterre, mais les études de terrain dédiées, ayant pour objectif de comprendre les mécanismes de ce déclin, sont rares (Benton *et al.*, 2002).

L'identification des groupes les plus sujets à ce déclin est difficile (Benton *et al.*, 2002). L'essentiel des données de terrain qui ont permis de mettre en évidence ce phénomène concerne les insectes auxiliaires des cultures, de loin les plus étudiés dans le contexte de la mise au point de méthodes alternatives de lutte contre les ravageurs. L'effort consenti dans le suivi des populations d'auxiliaires exposées aux pesticides s'explique aussi bien par l'intérêt potentiel de ces espèces en agriculture, que par le fait qu'elles sont probablement les plus directement concernées par l'exposition, de par les relations trophiques qu'elles entretiennent avec les espèces visées par les produits (Alix *et al.*, 2001). Pendant longtemps a été véhiculée l'idée que les espèces non visées présentaient une sensibilité plus grande aux pesticides que les espèces visées, du fait de l'existence possible de l'induction de phénomènes de résistances chez ces dernières, liée à une exposition plus systématique (voir par exemple Plapp & Wilson, 1977 ; Croft, 1990). En réalité, l'analyse de la littérature ne permet pas de confirmer cette hypothèse (Theiling & Croft, 1989) et si des tendances marquées au sein de l'un ou l'autre groupe peuvent parfois s'expliquer par les différences de métabolisme liées à leurs régimes alimentaires respectifs (i.e. entomophages vs. phytophages), d'autres facteurs liés au développement et à la reproduction jouent un rôle majeur dans la toxicocinétique des produits (pour une revue, voir Alix, 2000). Enfin, la sélectivité des pesticides est le plus souvent établie uniquement sur des critères d'effets létaux au laboratoire, en conséquence de quoi elle ne garantit pas l'absence d'impact sur les populations (Alix *et al.*, 2001). En effet, dans la plupart des études visant à comparer les effets des pesticides chez les populations de phytophages et d'auxiliaires, les effets recherchés sont essentiellement des effets directs aigus, alors que des effets sublétaux (sur l'accouplement par exemple ou encore sur la durée de développement des stades immatures) ou des effets indirects peuvent parfois expliquer à eux seuls l'impact observé sur une espèce donnée (Alix, 2000).

L'écotoxicité des produits phytopharmaceutiques pour les invertébrés épigés fait l'objet d'investigations systématiques impliquant des essais au laboratoire lors de l'évaluation des risques effectuée au niveau réglementaire (Directive 91/414/EC, 2004). Ces essais concernent essentiellement des espèces auxiliaires, reconnues pour leur sensibilité particulière à différentes familles de produits (voir par exemple Hassan *et al.*, 1988, et pour une base de données AGRITOX). Des éléments de comparaison en termes de seuils d'effets chez des espèces auxiliaires et des espèces nuisibles peuvent être trouvés par produit ou par culture dans la base de données EPHY, sur le site Internet du Ministère chargé de l'agriculture (<http://e-phy.agriculture.gouv.fr/accueil.htm>).

En ce qui concerne le groupe des pollinisateurs, l'état des lieux est, à l'exception de rares espèces dont fait partie l'abeille domestique (*Apis mellifera*), difficile à établir en raison du manque de retour du terrain. L'intérêt porté à *A. mellifera* tient plus à sa domestication et à son intérêt en tant qu'espèce

productrice de nombreux produits utiles à l'homme qu'à une éventuelle prédominance de cette espèce dans la pollinisation des espèces végétales, cultivées ou non. En effet, très peu d'espèces végétales ne sont pollinisées que par une seule espèce et l'abeille domestique ne constitue pas l'espèce la plus efficace pour toutes les cultures (Kevan, 1999).

Les chiffres disponibles pour les États-Unis et le Canada indiquent un poids économique de la pollinisation dépassant celui de la production des ruches (Southwick & Southwick, 1992). Un tiers de l'alimentation humaine dépendrait, directement ou indirectement, du succès de la pollinisation (Kearns *et al.*, 1998 in Richards, 2001). Au niveau de l'Union Européenne, la proportion d'espèces végétales cultivées qui dépendent d'une pollinisation par des insectes est estimée à 84% (Williams, 1996, in Richards, 2001). Au Royaume-Uni, la valeur économique des pollinisateurs était estimée en 1999 à 200 millions de livres Sterling, pour les seules plantes cultivées (Carreck & Williams, 1999).

L'existence d'un déclin des populations de pollinisateurs est admis au sein de la communauté scientifique (Williams, 1982 in Stoate *et al.*, 2001 ; Kevan, 1999 ; Richards, 2001 ; Wilcock & Neiland, 2002 ; Lewis, 2003) et il a été observé sur tous les continents, excepté la zone Antarctique (Kearns *et al.*, 1998 in Wilcock & Neiland, 2002). Il concerne aussi bien les espèces sociales que solitaires. Les causes identifiées sont nombreuses et encore incomplètement décrites, notamment en raison du faible retour d'observations de terrain sur ce type d'impact.

L'évaluation des risques effectuée dans le contexte réglementaire des demandes d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques inclut également une évaluation spécifique pour les pollinisateurs, effectuée sur la base d'essais d'écotoxicité pour l'abeille domestique (Directive 91/414/EC, 2004). Aussi, des seuils d'effets aigus (létaux) par contact et par voie orale sont-ils disponibles pour la grande majorité de ces produits (base de données AGRITOX).

Les réseaux de surveillance

Le suivi des populations d'invertébrés terrestres exposées aux pesticides est presque exclusivement centré sur l'abeille domestique (Liess *et al.*, 2005). En préambule, il est à noter que les suivis ou au mieux les dénombrements de populations sont le plus souvent associés à un constat de perte de production agricole (chute des rendements de production de baies par exemple, Thompson *et al.*, 1985 in Richards, 2001) ou lorsque des mortalités sont constatées par les apiculteurs, auquel cas les suivis ne concernent que l'abeille domestique.

Il n'y a pas, au niveau national, de réseau de surveillance des populations de pollinisateurs associés ou non aux cultures, qui permettrait d'avoir un réel retour de l'impact des pratiques agricoles, dont l'utilisation de pesticides, sur ces espèces. Au niveau européen, seuls quatre pays disposent d'un réseau national de suivi des populations d'abeilles : l'Allemagne, le Royaume-Uni, les Pays Bas et l'Italie.

En Allemagne, un suivi est assuré par un sous groupe de l'ICPBR (International Commission for Plant-Bee Relationships) (Lewis, 2003). Un total de 82 cas d'empoisonnement a été recensé entre 1993 et 2003, avec une tendance à la diminution du nombre de cas au cours du temps. Les incidents impliquent aussi bien des substances autorisées sur le marché allemand que des substances interdites, traduisant ainsi des importations et usages illégaux de produits. Pour la seule année 1999 par exemple, 47 cas d'empoisonnements de colonies ont été recensés, dans lesquels une exposition à une combinaison de produits (produits mélangés dans la bouillie) a été mise en évidence. Ce nombre est en diminution en raison de la mise en place d'une réglementation limitant l'application de tels mélanges (11 cas au total au cours des trois années suivantes ; Lewis, 2003). La diminution du nombre d'incidents concerne la vigne mais pas l'arboriculture fruitière pour laquelle le nombre d'incidents reste stable. Le nombre d'empoisonnements délibérés tend en revanche à augmenter.

Le Wildlife Incident Investigation Scheme (WIIS) au Royaume-Uni procède, d'une année sur l'autre, à des suivis des populations d'abeilles dans les sites où une exposition et des impacts liés aux pesticides sont probables. Des bilans détaillés de cette surveillance ont été publiés (Barnett *et al.*, 2003 ; voir aussi Hunter *et al.*, 2003 pour l'Écosse). Le WIIS constitue un observatoire travaillant à partir du signalement de cas d'empoisonnements suspectés par les apiculteurs et conduisant à une enquête sous la forme d'un diagnostic biologique et d'analyses permettant d'établir la relation exposition-impact ; (Brown *et al.*, 1996, Thompson & Hunt, 1999). La plupart des pesticides impliqués dans ces empoisonnements sont des insecticides, utilisés seuls ou en mélanges. Aucun produit classé lors de

l'homologation comme étant "à faible risque" n'a été impliqué dans les incidents recensés (Aldridge & Hart, 1993, in Liess *et al.*, 2005). Les substances de la famille des pyréthriinoïdes, classées comme étant à "risque élevé" ont rarement été impliquées dans des incidents (Inglesfield, 1989, in Liess *et al.*, 2005) du fait de la nature "aiguë" des risques identifiés. Les analyses d'incidents mentionnent des utilisations en quantités importantes comme dans le cas d'attaques des cultures par des aphidiens, des applications en présence d'abeilles ou sur des cultures en fleurs, l'application sur des plantes en dehors de la parcelle visée par les traitements, un rinçage insuffisant de la cuve de pulvérisation avant emploi (générant ainsi un mélange lors de l'application suivante), la présence d'eau contaminée ou le traitement du bois (Lewis, 2003). En 2002 par exemple, dans 18%, des cas l'incident faisait suite à un usage autorisé et dans 4 % des cas il faisait suite à un mauvais usage, les cas restant n'étant pas classables par manque d'informations. Enfin, le nombre de cas d'empoisonnement tend à diminuer d'année en année, traduisant à la fois de meilleures pratiques mais aussi une tendance chez les éleveurs d'abeilles domestiques à moins déclarer d'éventuels incidents.

Aux Pays-Bas, un suivi volontaire des populations d'abeilles est effectué depuis 1989 (Oomen, 1999). Les apiculteurs informent leur organisation nationale des incidents et une enquête est conduite afin de savoir si le code d'utilisation des pesticides (Pesticide Acta) a été ou non violé. Le nombre annuel d'incidents est variable (21 en 1994, 175 en 1996, entre 20 et 60 en général chaque année) mais il reste plus important dans les zones d'agriculture intensive. Les surfaces arables sont les plus impliquées (pomme de terre par exemple). Parmi les substances impliquées figurent notamment les insecticides, en particulier les molécules organophosphorées.

En Italie, le réseau est en cours de création et il met actuellement au point sa procédure d'enquête.

La littérature scientifique

Les études ayant abordé les impacts des pesticides sur ces organismes sont souvent conduites sous la forme de l'analyse comparée des populations dans des cultures conduites de manière conventionnelle ou en système intégré ou biologique. La démarche retenue pour ce type d'étude va être présentée dans ce qui suit à partir de l'exemple des travaux de Matlock & de la Cruz (2002). Dans cette étude, conduite en bananeraies, des populations d'hyménoptères parasitoïdes ont été inventoriées dans des cultures conduites selon un système conventionnel (application d'herbicides, de nématicides, de fongicides et d'insecticides) ou selon un système à bas niveaux d'intrants. L'inclusion de suivis des populations d'hyménoptères dans d'autres monocultures, afin de tester l'influence de paramètres non spécifiques de la culture de bananes, a permis de quantifier le rôle de facteurs confondants. Des corrélations négatives entre les populations d'insectes et l'application d'insecticides et de nématicides ont été clairement établies, et l'effet des pesticides a été séparé de celui de l'abondance des parasitoïdes au début de l'étude, de l'âge de la culture, et de la spécificité hôte-parasitoïde.

La nature des effets

La nature des effets observés, directs ou indirects, est liée à la cible des produits appliqués, les effets directs étant le plus souvent le fait de substances insecticides et dans une moindre mesure fongicides, et les effets indirects étant le plus souvent le fait de traitements herbicides.

Des impacts de substances insecticides sur des populations d'invertébrés ont été rapportés par Moreby *et al.* (1994, in Stoate *et al.*, 2001), avec des différences suivant les groupes d'organismes (Edwards, 1984, Grieg-Smith *et al.*, 1995, Makeschin, 1997, in Stoate *et al.*, 2001). La différence de réponse d'une famille à l'autre, ainsi que le spectre d'espèces touchées sont liés à la persistance du produit (Edwards, 1984, Makeschin, 1997, in Stoate *et al.*, 2001). Il est évident que des substances non insecticides peuvent s'avérer toxiques pour des invertébrés et induire des effets négatifs sur le terrain, comme c'est par exemple le cas pour certains fongicides à mode d'action multi-sites (Sotherton *et al.*, 1987, Reddersen *et al.*, 1998, in Stoate *et al.*, 2001) ou bien encore de certains molluscicides, comme par exemple le methiocarb, qui présente une toxicité pour un large spectre d'organismes et peut notamment affecter les populations de certaines espèces de coléoptères (Purvis & Bannon, 1992, in Stoate *et al.*, 2001).

L'utilisation d'herbicides en surfaces arables s'est avérée être une source d'effets indirects sur certaines populations d'invertébrés (Chiverton & Sotherton, 1991, Moreby *et al.*, 1994, Moreby, 1997, in Stoate *et al.*, 2001), par l'élimination d'espèces végétales non visées en bordure de champ, entraînant la suppression de l'habitat et/ou de la ressource alimentaire de certaines espèces (Longley & Sotherton, 1997). Ceci est particulièrement évident pour les populations typiquement inféodées aux zones situées en bordure de champ, tels les papillons, pour lesquels 98 % des populations sont localisées dans les 5 premiers mètres de haies qui bordent les champs de céréales (Dover, 1990, in Longley & Sotherton, 1997).

La comparaison de la faune des cultures biologiques et conventionnelles

Hole *et al.* (2005) ont recensé dans leur synthèse 3 études centrées spécifiquement sur les arthropodes (autres que les coléoptères, traités comme organismes du sol) et 7 études qui les ont pris en compte dans leurs suivis. L'analyse de ces études montre une abondance et une diversité plus importantes des populations d'arthropodes dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels (par exemple Berry *et al.*, 1996, Brooks *et al.*, 1995, Letourneau & Goldstein, 2001 et Reddersen, 1997, in Hole *et al.*, 2005). Comme dans le cas des arthropodes du sol, des différences ont été constatées suivant les groupes considérés.

Les populations de Formicidae (fourmis) et d'hétéroptères (punaises) sont plus abondantes dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels (Moreby 1996, Reddersen, 1997 et Yeates, 1997, in Hole *et al.*, 2005). A l'inverse, les aphidiens et leurs prédateurs sont plus abondants dans les systèmes conventionnels (Moreby *et al.*, 1994 et Reddersen, 1997, in Hole *et al.*, 2005). La raison invoquée pour expliquer cet effet positif de la conduite conventionnelle des cultures sur certaines populations est la croissance plus rapide de la végétation, qui fournit alors une quantité d'aliments plus importante aux aphidiens. Cet exemple illustre l'importance des relations trophiques entre certaines espèces et la parcelle cultivée au sein du paysage agricole.

Chez les diptères et les hyménoptères autres que les Formicidae, les résultats varient suivant l'espèce, la culture et le mode de prélèvement (type de piège, etc.) (Moreby *et al.*, 1994 et Reddersen, 1997, in Hole *et al.*, 2005). En effet, lorsque les suivis ne portent que sur les espèces entomophages (par exemple certains hyménoptères) sans suivi simultané des populations de diptères, il est difficile de savoir si l'abondance moindre des prédateurs dans les cultures soumises à des traitements pesticides (systèmes conventionnels) est liée à l'utilisation des produits où à un effet des traitements sur les espèces-proies (certains diptères par exemple). De plus, les relations trophiques avec la parcelle cultivée jouent un rôle souvent prédominant dans la localisation des niches écologiques par rapport à la parcelle cultivée, influençant de ce fait l'exposition aux pesticides et induisant une source de variabilité non liée à la seule sensibilité des espèces aux produits.

Deux études ont comparé les communautés de papillons dans des systèmes de cultures différents. Feber *et al.* (1997, in Hole *et al.*, 2005) ont mis en évidence une abondance significativement plus importante des lépidoptères dans les systèmes biologiques. Les populations de deux espèces phytophages, *Pieris brassicae* et *P. rapae*, ne présentaient pas de différences d'un système à l'autre. Quel que soit le système de conduite des cultures, les populations étaient plus abondantes dans les zones de bordures que dans les zones cultivées. Dans l'étude de Weibull (2003, in Hole *et al.*, 2005), aucune différence dans l'abondance des populations de papillons n'a été relevée d'un système à l'autre. Les facteurs identifiés comme ayant joué un rôle bénéfique dans la dynamique de fréquentation des parcelles expérimentales par les papillons étaient la moindre contamination des bordures de champs par les pesticides, la diversité végétale et la présence de trèfle dans la rotation des cultures (Feber *et al.*, 1997, in Hole *et al.*, 2005).

La recolonisation

Le processus de recolonisation, qui conditionne le risque d'effet à long terme des pesticides sur les invertébrés, a été abordé dans le chapitre sur la faune endogée, et il est assez bien illustré par des études ayant porté sur des populations de collemboles. Un certain nombre de ces études a notamment apporté des indications sur les modalités de restauration pour des espèces épigées à partir de zones végétalisées qui leur servent de refuges (cas des lépidoptères par exemple). L'aspect temporel des

phénomènes de restauration suite à un changement de pratiques destiné à une réduction de l'apport d'intrants, n'est pas documenté pour d'autres organismes que les collemboles.

Les pollinisateurs

Les études traitant des effets des pesticides sur les populations de pollinisateurs font partie d'une littérature spécifique qui associe souvent le suivi écologique à l'évolution des cultures elles-mêmes. En effet, les impacts sur les populations de pollinisateurs sont souvent détectés lors de diminutions drastiques du rendement de production des cultures pollinisées.

Un recensement des cas où des réductions de rendement chez des espèces végétales ont pu être associées à des impacts sur les espèces pollinisatrices a été fait au début des années 1990 par Burd (1994, in Richards, 2001). Sur 23 cas recensés, 5 étaient liés à une réduction du nombre de niches écologiques disponibles, et 3 étaient associés au passage à un mode intensif de conduite des cultures. Le lien avec les traitements chimiques n'est mentionné qu'une seule fois, l'analyse des causes étant plutôt effectuée à l'échelle de la conduite des cultures dans son ensemble (agriculture intensive ou non).

L'analyse du cas assez connu de l'impact du traitement de forêts canadiennes contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) par du fenitrothion a montré que l'effet des insecticides sur les plantes exploitées par l'homme était d'autant plus visible que l'abondance (ou la densité) des insectes impliqués dans leur pollinisation était faible. Des hectares de forêts du Nouveau Brunswick ont été traités contre la tordeuse, résultant en une chute importante des rendements de production de myrtilles (Kevan, 1975b et Kevan & Laberge, 1999 in Kevan, 1999). Les populations de nombreuses espèces pollinisatrices ont diminué drastiquement (Plowright & Rodd, 1980, in Kevan, 1999) affectant ainsi la reproduction de nombreuses espèces végétales (Thaler & Plowright, 1980, in Kevan, 1999). Des effets indirects liés à des productions réduites de fruits et de graines dans la forêt et dans son voisinage, constituant une ressource alimentaire des pollinisateurs, ont été invoqués. La substitution de ce produit par du Matacil (aminocarbe) a permis de revenir à rétablir les rendements de production de myrtilles, mais des impacts ont néanmoins été observés lors de suivis des populations d'espèces pollinisatrices de petite taille (Andrenidae, Halictidae, Anthophoridae et Syrphidae ; Thompson *et al.*, 1985, in Richards, 2001). Des espèces végétales sauvages dépendantes de ces insectes pour leur reproduction ont été, en retour, moins productrices en fruits.

Quelques cas d'impact sur l'abeille domestique ont été décrits indépendamment de problématiques de rendements agricoles. Au Canada et aux États-Unis, des programmes de régulation des pullulations des populations de moustiques ont été associés à des dégâts importants dans des colonies d'abeilles, dégâts dont le coût avoisinait 90 000 \$ U.S. en 1981 et 850 000 \$ U.S. en 1983 pour le seul état du Manitoba (Dixon & Fingler, 1982, 1984 in Kevan, 1999). Les impacts sur les populations de pollinisateurs sauvages n'ont pas été mesurés. Au Royaume Uni, un déclin des populations de bourdons dans les surfaces arables a pu être relié à l'utilisation de pesticides (William, 1982, in Stoate *et al.*, 2001). En France, des incidents chez l'abeille domestique ont été décrits à plusieurs reprises, se traduisant par des chutes d'activité, associées ou non, à des mortalités au voisinage des ruches. (<http://agriculture.maapar1.agriculture.gouv.fr>). Si ces incidents font suite à des traitements en plein ou à des semis impliquant des semences pelliculées, il est quasiment toujours impossible d'identifier le produit responsable de l'incident. Il y a à cela plusieurs raisons, dont la principale est le délai de quelques jours séparant l'observation de l'incident et le prélèvement d'échantillons biologiques (abeilles, plantes dans les cultures et adjacentes aux cultures, prélèvements dans la ruche) pour la recherche analytique de substances actives, qui constitue un biais systématique pour les évaluateurs. A cela s'ajoute le fait que les produits phytopharmaceutiques sont le plus souvent appliqués en mélanges, que ce soit pour le traitement en plein champ ou pour le pelliculage. La mise à disposition d'un protocole d'étude et de suivi de ces incidents qui décrirait la méthodologie à suivre suite à de tels incidents pour réunir les informations nécessaires à leur interprétation apporterait une solution sur le premier point (Compte rendu de la réunion de la Commission d'étude de la toxicité du 10 novembre 2004, http://agriculture.maapar1.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/avisctweb_200411.pdf).

Paradoxalement, lorsque les pesticides sont mentionnés dans les causes de déclin des populations de pollinisateurs, il est plus souvent fait référence aux herbicides qu'aux insecticides (Kevan, 1999 ; Wilcock & Neiland, 2002). A titre d'exemple, le déclin des populations de bourdons en France et en Belgique est attribué au faucardage précoce du foin et à l'utilisation d'herbicides pour éliminer les adventices à larges feuilles (i.e. Asteraceae ou Lamiaceae ; Rasmont, 1988 et Rasmont & Mersch, 1988 in Kevan, 1999). Les recherches visant à décrire les effets létaux ou sublétaux des pesticides sur les pollinisateurs, effectuées en laboratoire, concernent pourtant dans la très grande majorité des cas des insecticides et acaricides (voir par exemple Thompson, 2003) et établissent des seuils ou des doses sans effets relativement bas (de quelques microgrammes à quelques nanogrammes par individu ; base de données AGRITOX ; Lewis, 2003).

L'impact sur des populations d'arthropodes via des effets indirects de pesticides, par la destruction de l'habitat après application d'herbicides, semble donc apparaître plus facilement sur le terrain que l'impact direct d'une substance intrinsèquement toxique pour ces organismes (insecticides par exemple). La durée de la pression (au sens large) exercée par ces différents produits peut en partie expliquer ce phénomène : la destruction chimique de l'habitat peut avoir des conséquences à l'échelle de quelques mois, voire de quelques années, sur la répartition de populations dans l'environnement agricole, par comparaison à un effet sur la survie des individus exposés, qui ne concerne a priori que les individus qui ont été directement au contact du produit et ce à une dose toxique (sous réserve bien sûr de l'absence de contamination de l'habitat (de quelque nature qu'il soit) par des doses toxiques de produit ramenées par les organismes eux-mêmes).

Les autres causes

La destruction de l'habitat (considéré sous l'angle des ressources alimentaires, des sites de pontes ou de couvains, ou des sites d'accouplement) est l'une des raisons majeures du déclin des populations de pollinisateurs sauvages (Rathcke & Jules, 1993 ; Kearns *et al.*, 1998 in Richards, 2001 ; Kevan, 1999). En termes de pratique agricole, elle correspond au passage en monoculture, à la mise en place de systèmes d'irrigation, au débroussaillage et à la suppression des haies - par exemple, on estime que 64 % des populations de papillons anglais sont localisées dans les haies - (Dover & Sparks, 2000 in Richards, 2000), et à la construction de routes.

L'agriculture intensive n'est pas incompatible avec la pollinisation puisque quelques espèces (syrphes, papillons) peuvent visiter des champs de fleurs assez éloignés de leurs niches écologiques, mais la diversité et l'abondance des pollinisateurs décroît rapidement lorsque des zones où les fleurs sont abondantes sont absentes du paysage. Ceci implique parfois pour l'agriculteur le recours à la mise en place de colonies de pollinisateurs à proximité de ses parcelles (Richards, 2001).

L'impact des pratiques agricoles (labour, drainage, cultures mixtes, rotations, pâturage) sur ces organismes a été l'objet d'une revue par Mc Laughling & Mineau (1995).

La mise en pâture des champs, l'introduction d'espèces nouvelles dans les cultures, les dégâts occasionnés dans les populations par les parasites et maladies et la pollution de l'air sont d'autres causes possibles du déclin des pollinisateurs (Richards & Kevan, 2002 ; Wilcock & Neiland, 2002). Les conséquences du déclin des populations de pollinisateurs sur les productions culturales commencent à être évaluées et peuvent même parfois être prédites (Allen-Wardell *et al.*, 1998, in Wilcock et Neiland, 2002).

Le travail du sol

L'impact direct du labour concerne les espèces effectuant une partie de leur cycle, ou une partie de leurs activités, dans le sol. Comme pour les organismes qui vivent exclusivement dans le sol, il dépend donc de la profondeur du sol que les espèces ont l'habitude d'exploiter (Mc Laughling & Mineau, 1995). Il peut donc être positif, négatif ou neutre sur les populations, en fonction de l'espèce considérée.

Le labour intervient aussi indirectement lors de l'application des produits : la destruction du couvert végétal, qui constitue parfois une chape de protection joue ainsi un rôle significatif pour certains invertébrés (Booij & Noorlander, 1992 et Feber *et al.*, 1998, in Hole *et al.*, 2005), voire certains oiseaux (Mc Laughling & Mineau, 1995).

Le drainage et l'irrigation

Le drainage et l'irrigation, en influant sur la hauteur des nappes d'eau et sur les zones humides qui leur sont connectées, peuvent exercer une action directe sur la faune et la flore, comme l'ont observé de Boer & Reyrink (1989, in Stoate *et al.*, 2001) sur les populations d'invertébrés, d'oiseaux et de plantes dans le Nord de l'Europe. L'intensification agricole associée à l'irrigation s'est aussi trouvée associée à une réduction de l'abondance des populations d'invertébrés (Stoate *et al.*, 2000 in Stoate *et al.*, 2001).

La présence de zones de bordure végétalisées

L'importance de la présence de zones refuges, telles les bordures de champ ("field margins") a été montrée lors d'études de terrain (Lagerlöf & Wallin, 1993, in Mc Laughling & Mineau, 1995). En particulier, les zones végétalisées naturelles, qui abritent une flore variée, sont occupées par une faune épigée riche. Ainsi, une bande végétalisée de 3 mètres sur laquelle aucun traitement n'est appliqué peut suffire à augmenter l'abondance de plantes en fleurs, d'insectes phytophages et d'oiseaux insectivores dans des cultures de blé d'hiver, de betterave et de pomme de terre (de Snoo, 1999).

De fait, le type d'entretien des zones de bordure (nombre de fauchages par saison, etc.) exerce une influence sur la diversité des assemblages d'espèces inféodées à cet habitat, comme dans le cas des coléoptères par exemple (Haysom *et al.*, 2004). Les résultats positifs obtenus lors de telles observations ont encouragé la recherche des supports végétaux les mieux adaptés pour constituer des réservoirs écologiques pour certains groupes d'organismes dont les coléoptères (Thomas *et al.*, 2002), les papillons, les araignées et les bourdons (Meek *et al.*, 2002). Ces zones végétalisées peuvent aussi servir de réservoirs pour divers auxiliaires, ennemis (prédateurs, parasitoïdes) des espèces nuisibles pour l'agriculture (revue in Landis *et al.*, 2000). Une revue de l'intérêt écologique et agronomique des bordures de champs a été récemment proposée par Marshall & Moonen (2002).

Les plantes génétiquement modifiées

Les plantes génétiquement modifiées dont la culture est a priori la plus à même d'exercer une action sur les populations de pollinisateurs sont (Paoletti & Pimentel, 1995) :

- les plantes modifiées pour augmenter la résistance à un herbicide,
- les plantes modifiées pour augmenter les défenses face aux attaques des insectes phytophages.

La modification génétique consistant à permettre à la plante de sécréter une toxine insecticide peut présenter des effets directs sur les arthropodes entomophages (Dale *et al.*, 2002 ; Conner *et al.*, 2003) mais aussi sur les pollinisateurs, comme dans le cas du colza modifié pour la synthèse de chitinase ou de beta-1,3 glucanase, molécules retrouvées dans le pollen et le nectar (Picard-Nizou *et al.*, 1997).

Le potentiel toxique des toxines insecticides varie avec leur spectre d'activité (Romeis *et al.*, 2004). Les toxines des différentes souches de *Bacillus thuringiensis* sont en général actives sur des insectes appartenant au même ordre que l'espèce visée. En revanche, des composés comme les lectines ou les inhibiteurs de protéases ont un mode d'action moins spécifique qui peut s'étendre à des espèces non visées (Schuler *et al.*, 1998 et Hilder & Boulter, 1999, in Romeis *et al.*, 2004). La synthèse de chitinase ou de beta-1,3 glucanase, sans effets létaux pour l'abeille domestique, sont susceptibles d'induire des modifications comportementales chez les individus exposés. En revanche, aucun effet n'a été observé chez des abeilles exposées à des plants de tabac modifiés pour la synthèse de protéinases (Girard *et al.*, 1998).

Plus évidentes sont les conséquences attendues du désherbage effectué sur des cultures génétiquement résistantes à un herbicide, que ce soit par l'action directe que peut exercer une plus grande quantité de l'herbicide (glyphosate) appliquée sur la culture résistante ou par l'action indirecte via la destruction de l'habitat ou de la ressource en nourriture d'un grand nombre d'espèces (Richards, 2001 ; Stoate *et al.*, 2001).

Il est important de noter que sur ce point, les connaissances sont essentiellement issues d'essais de laboratoire et/ou émanent du "poids de l'évidence", très peu d'observations ayant été faites sur le terrain pour répondre à cette question.

Il existe en revanche de résultats d'études de terrain conduites en cultures de betterave, de maïs ou de colza résistantes au glyphosate ou au glufosinate d'ammonium sur des populations d'invertébrés de la surface du sol, et d'invertébrés épiphytes (Brooks *et al.*, 2003 ; Haughton *et al.*, 2003). Les impacts, mesurés par des captures d'invertébrés, indiquent un effet négatif significatif sur les populations de granivores, alors que les collemboles détritivores sont plutôt plus abondants en cultures génétiquement modifiées (Brooks *et al.*, 2003). Les captures de pollinisateurs et de papillons recensent moins d'organismes dans les cultures génétiquement modifiées, traduisant une conséquence de l'absence de plantes habituellement visitées (Haughton *et al.*, 2003). Les résultats de ces études ont été pris en compte dans des modèles prédictifs des impacts à long terme des cultures génétiquement modifiées sur les populations d'invertébrés (Haughton *et al.*, 2003). L'étude de Strandberg *et al.* (2005) a également montré une influence des traitements herbicides appliqués sur de la betterave fourragère résistante ou non au glyphosate. L'étude a été reproduite à des endroits différents (8 sites, au Danemark) et elle comportait des suivis de trois ans. Les résultats montrent toutefois que les différences de diversité et d'abondance liées aux sites sont plus importantes que celles associées aux traitements.

Bilan

L'exposition des invertébrés épigés peut survenir dans les parcelles cultivées mais aussi en dehors de ces parcelles, par le jeu du transfert de produits via l'air (dérive des brumes de pulvérisation, poussières de traitement de semences ou de granules, volatilisation) sur le sol et la végétation.

La quantité de produit avec laquelle ces organismes entrent alors en contact, et qui va déterminer la possibilité d'effets directs, dépend alors de leur habitat et de ses modalités d'inscription dans le paysage, de l'activité et du comportement des organismes dans le milieu, et des propriétés des produits, lesquelles conditionnent leur répartition dans le milieu (sol, eau du sol, plantes, air) et la durée de leur présence dans ces compartiments.

Les effets directs, liés à la toxicité des produits, sont plus faciles à distinguer que les effets indirects, liés essentiellement à la modification de l'habitat induite par des produits, qu'ils ne le sont dans le cas des organismes du sol. Ceci est lié à la compartimentation de leur habitat en divers milieux (surface du sol, feuillage, air) dont toutes les composantes ne sont pas contaminées. En revanche, les effets indirects liés à la disparition d'une proie pour un prédateur ou d'un hôte pour un parasitoïde, nécessitent, pour être mis en évidence, d'effectuer des suivis à différents niveaux trophiques. Comme pour les organismes vivant dans le sol, un certain nombre de pratiques culturales (travail du sol, etc.) exercent également un effet sur les populations suivies. L'influence des éléments du paysage (zones de bordures, etc.) est d'autant plus forte qu'ils constituent une part plus ou moins importante de leur habitat (exemple des lépidoptères). Les études de terrain ayant pris en compte ces aspects demeurent cependant rares.

Aucun de ces groupes d'organismes, à l'exception notable de l'abeille domestique, ne fait l'objet d'un suivi systématique par un réseau de surveillance, que ce soit au niveau français ou dans d'autres pays européens. Au niveau de l'Union Européenne, seuls quatre États Membres disposent d'"observatoires" de la faune sauvage mais dans le cas des pollinisateurs, les déclarations de cas d'empoisonnement sont effectuées par la profession apicole et se trouvent donc limitées à l'abeille domestique et dans une moindre mesure aux bourdons. De plus, les déclarations peuvent être limitées aux seuls cas où un empoisonnement par les pesticides est suspecté, réduisant ainsi les chances d'identifier d'autres facteurs pouvant jouer un rôle dans la raréfaction de ces animaux. Enfin, les observations qui déclenchent une déclaration sont soit le constat de mortalités anormales, soit une diminution de production dans la culture, ce qui ne constitue pas une veille des populations de pollinisateurs à proprement parler.

Le Tableau 3.3-2 récapitule les observations concernant les effets directs et indirects des pesticides sur chaque groupe d'invertébrés épigés, et liste les autres facteurs environnementaux ou les pratiques susceptibles d'exercer des effets sur ces communautés.

Tableau 3.3-2. Récapitulatif des connaissances sur les effets des pesticides et des autres facteurs agri-environnementaux sur les invertébrés épigés.

Groupe d'organisme	Etat des données*	Effets directs des pesticides	Paramètres confondants	Effets indirects	Aspects non documentés
Homoptères (aphidiens)	+	Positif	Croissance des cultures	Non renseignés	Analyse par type de produits, effets indirects
Diptères (mouches, moustiques)	+	Négatif, positif	Relations trophiques avec la culture	Non renseignés	Analyse par type de produits, effets indirects
Hétéroptères (punaises)	+	Négatif	Non renseignés	Non renseignés	Analyse par type de produits, effets indirects
Hyménoptères non pollinisateurs (fourmis, guêpes parasitoïdes)	+	Négatif, neutre	Relations trophiques avec la culture	Zones de bordures	Analyse par type de produits
Lépidoptères (papillons)	++	Négatif, positif	Relations trophiques avec la culture	Zones de bordures	Analyse par type de produits
Pollinisateurs (abeilles, syrphes)	++	Négatif, positif	Relations trophiques avec la culture	Zones de bordures	Pollinisateurs non domestiques

*+ : données fragmentaires ; ++ : données incomplètes pour dresser un état des lieux

Les informations restent fragmentaires pour un grand nombre d'invertébrés et quasi-inexistantes pour certains ordres (nevroptères, orthoptères par exemple). La question des effets indirects reste également incomplètement documentée, tout comme celle des autres facteurs influençant la dynamique des populations, bien qu'il soit capital de prendre en compte ces aspects dans les réflexions devant permettre de faciliter la gestion des risques écotoxicologiques liés aux pesticides.

A notre connaissance, aucune étude n'a aujourd'hui permis d'identifier des espèces "sentinelles" dont le suivi permettrait d'indiquer l'état de santé des populations d'invertébrés, pollinisateurs ou non, associés aux plantes, cultivées ou non.

Une vision complète de l'impact des pesticides sur les populations d'invertébrés passe donc par la mise en place d'un réseau de surveillance chargé aussi bien du diagnostic en cas d'empoisonnement que d'un suivi post-homologation. Dans le cas des insectes pollinisateurs par exemple, l'évaluation des dangers potentiels des produits phytopharmaceutiques est rendue systématique par la réglementation européenne (Directive 91/414/EC, 2004) au travers de la détermination des seuils de toxicité par contact et par ingestion chez l'abeille domestique. Les évaluations du risque, conduites sur la base de ces données et pour chaque usage concerné par le produit avant sa mise sur le marché peuvent permettre d'identifier les produits et les conditions d'usage susceptibles de présenter un risque pour les populations de pollinisateurs et ainsi d'identifier les produits/cultures nécessitant une surveillance particulière.

3.3.2.3. Impacts sur les vertébrés

L'exposition

L'exposition des vertébrés englobe le contact direct, l'inhalation et l'ingestion d'aliments, solides ou liquides (eau), contaminés.

La voie alimentaire est considérée comme la voie majeure d'exposition (voir par exemple le document Sanco/4145/2001), ce en raison de la tendance des animaux à quitter les parcelles lors du traitement. L'absorption par voie trophique concerne à la fois la ressource alimentaire prélevée dans la parcelle traitée et en bordure, ainsi que l'absorption lors du toilettage de résidus récoltés sur la peau ou les phanères (plumes ou fourrure) et lors des visites de l'animal dans la parcelle traitée. La part de chaque voie d'exposition dans le risque que représente un produit pour les vertébrés dépend néanmoins en

premier lieu de la toxicité qu'exerce le produit chez l'animal par chaque voie d'exposition (*i.e.*, si la toxicité est plus importante par inhalation, cette voie d'exposition peut devenir la plus critique sur le terrain, comme l'ont montré Sheffield & Lochmiller, 2001). De même, des prédictions d'effets létaux effectuées uniquement sur la base de l'exposition par voie alimentaire se sont avérées inappropriées et sans corrélations avec des relevés de terrain dans les cas où la toxicité par voie dermique est importante (Mineau, 2002).

La concentration en pesticides dans l'air est le plus souvent de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ng/L), voire moins (parfois de l'ordre de quelques ng/m^3 ou même moins) donc très inférieure à des concentrations exerçant une toxicité aiguë (mortalité) sur les vertébrés (en général le rat) (Tomlin, 1994, in Unsworth *et al.*, 1999). Une concentration des substances peut avoir lieu dans des brouillards, avec un facteur compris entre 2 et 60 (Glotfelty *et al.*, 1990, Schomburg & Glotfelty, 1991, in Unsworth *et al.*, 1999) et atteignant même 3 000 dans le cas de la pendiméthaline (Glotfelty & Seiber, 1987, in Unsworth *et al.*, 1999) mais la part de l'eau de ces brouillards susceptible d'être absorbée par les vertébrés reste une inconnue.

La ressource alimentaire susceptible de contenir des résidus est constituée par des végétaux, des insectes et d'autres petits animaux (voir par exemple Cooke *et al.*, 1992, Mc Donald *et al.*, 1998). La concentration en substance active portée par des arthropodes (larves et imagos) et des graines prélevés dans des champs soumis à une pulvérisation de produit est de l'ordre du mg/kg, ceci même en tenant compte de facteurs susceptibles de limiter l'exposition (feuillage, enfouissement dans le sol de certaines espèces et des graines ; Brewer *et al.*, 2003). De tels niveaux de résidus peuvent s'avérer suffisants pour induire des effets létaux chez des oiseaux ou des mammifères lorsque la substance est toxique (DL50 dans ce cas de l'ordre de quelques dizaines de mg/kg). Les granulés de formulation ou les semences traitées représentent également un risque d'ingestion plus important lorsqu'ils peuvent être utilisés par les oiseaux comme nourriture ou comme particules de broyage. Des incidents impliquant des granulés de carbamates sont ainsi courants (Mc Laughling & Mineau, 1995). Les mortalités de pigeons liées à l'ingestion de semences de pois enrobées démontrent aussi l'existence de cette voie d'exposition dans les conditions normales d'utilisation des pesticides.

L'évaluation du risque réalisée dans le cadre réglementaire de la Directive 91/414/EC (2004) est conduite pour différents oiseaux et mammifères représentatifs des cultures concernées par le produit et ayant des régimes alimentaires types différents (herbivores, insectivores, granivores) (voir le document Sanco/4145/2001). Les autres voies d'exposition (inhalation, contact) sont évoquées mais considérées comme mineures. La Directive 91/414/EC (2004) prévoit que le risque soit évalué pour tous les vertébrés (*i.e.*, "oiseaux et autres vertébrés") mais les essais d'écotoxicité réalisés ne concernent en réalité que des oiseaux et des mammifères, pour lesquels l'évaluation du risque est déclinée en différentes espèces. Aucune évaluation spécifique n'est réalisée par exemple pour les reptiles. La question de savoir si l'évaluation du risque est en mesure de couvrir le groupe des reptiles n'est actuellement pas résolue sur le plan réglementaire, et n'a motivé qu'une seule étude, conduite avec des lézards et n'apportant de ce fait qu'une réponse partielle (Hall & Clark, 1982, in Pauli & Money, 2000). Comme les autres vertébrés, les reptiles peuvent être exposés via l'alimentation (végétaux et animaux), par voie respiratoire ou par contact (la surface d'échanges avec le milieu est d'ailleurs importante pour ces animaux, comparativement avec celle d'autres vertébrés). En particulier, il est établi que, contrairement à certaines idées préconçues, la peau des reptiles terrestres, plus épaisse et plus coriace que celle de bon nombre d'autres organismes, ne les protège pas complètement de l'absorption de contaminants et l'exposition via la peau est donc tout aussi importante pour ces animaux que celle associée à d'autres voies d'absorption (Palmer, 2000).

L'état des lieux écologique

Les oiseaux

Il est largement reconnu que les populations d'oiseaux associées aux terres cultivées ont décliné en Europe de l'Ouest (Tucker & Heath, 1994). Ce déclin est principalement attribué à l'intensification de l'agriculture bien que d'autres raisons puissent être invoquées (Chamberlain *et al.*, 2000 ; Benton *et al.*, 2003 ; Baillie *et al.*, 1997 in Holland, 2004).

Ainsi, les données du British Trust for Ornithology indiquent que 24 espèces sont en déclin au Royaume-Uni dans les zones agricoles (Fuller *et al.*, 1995) et que dans les différents groupes d'oiseaux il existe des espèces déclinantes et des espèces en expansion (voir par exemple Greenwood, 2003 ; Baillie *et al.*, 2005 ; Fig. 3.3-1). Cette régression est estimée à 50 à 80 % selon les espèces (Gregory *et al.*, 2000), et elle est plus marquée chez les oiseaux granivores. A l'inverse, l'interdiction des pesticides organochlorés en Europe est vraisemblablement pour partie à l'origine de l'expansion de certaines espèces (pigeon colombin, épervier d'Europe et buse variable par exemple).

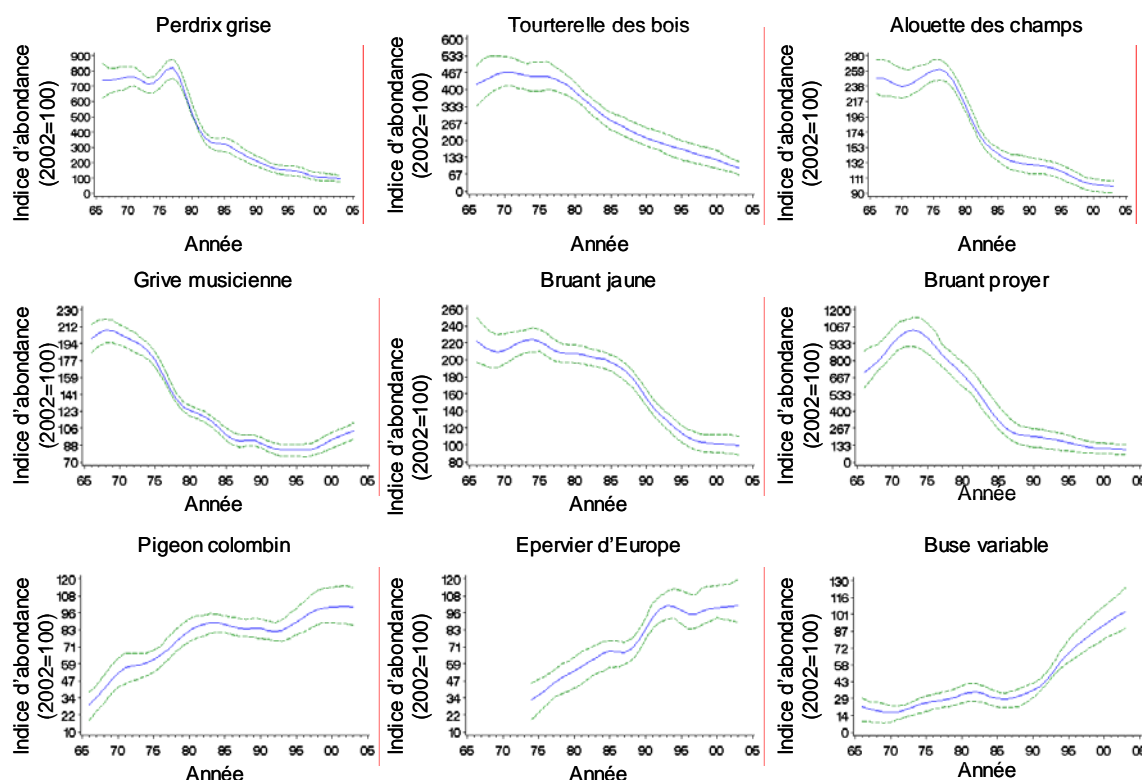


Figure 3.3-1. Tendances observées pour l'abondance de différentes espèces d'oiseaux des zones agricoles du Royaume-Uni (d'après les données du *British Trust for Ornithology* ; Baillie *et al.*, 2005).

La plupart des espèces en déclin au Royaume-Uni le sont aussi dans les autres pays d'Europe de l'Ouest. Le déclin dans les agro-écosystèmes est associé à l'intensification de l'agriculture pour 42 % des espèces (Tucker & Heath, 1994). L'attribution de cet impact aux activités agricoles est liée au fait que de telles tendances ne sont pas observées pour des espèces associées à d'autres habitats (Gibbons *et al.*, 1993 et Crick *et al.*, 1997 in Stoate *et al.*, 2001 ; Gregory *et al.*, 2000).

Ces observations rejoignent celles effectuées par divers laboratoires aux États-Unis au sein notamment du réseau MASTER (Midwest Agricultural Surface/subsurface Transport and Effects Research), qui ont entre autres mis en lumière l'effet négatif des herbicides sur l'abondance des populations d'oiseaux dans les parcelles traitées mais aussi dans les zones situées en bordure (Freemark & Csizy, 1993 in Freemark, 1995).

Le lien avec l'usage des pesticides a été recherché par la comparaison des statistiques d'emploi des produits sur les cultures de céréales et celles de l'abondance des espèces en déclin (Liess *et al.*, 2005). Pour onze espèces sur les douze pour lesquelles une date de début du déclin des populations a pu être estimée, il a été montré que le début du déclin coïncide avec une période d'utilisation massive de pesticides et notamment d'herbicides (Campbell *et al.*, 1997). Toutefois, ce type de comparaison ne permet pas d'établir une relation de causalité entre les deux phénomènes, en raison du nombre important d'éléments des pratiques agricoles susceptibles de contribuer à ce phénomène (changements des pratiques culturales, des types de cultures, destruction de certains habitats (haies, bocages) etc.) et de la difficulté de mettre en relation les impacts sur les ressources alimentaires, le succès reproducteur des oiseaux et les conséquences sur les populations (Boatman *et al.*, 2004). Les pesticides peuvent

affecter indirectement les oiseaux au travers de la réduction de l'abondance de la nourriture ou par des changements de la qualité de l'habitat disponible pour la recherche de nourriture ou la reproduction.

Les mammifères

L'état des lieux des relations entre l'usage des pesticides et l'évolution des populations d'oiseaux est aussi valable dans le cas des mammifères, bien qu'il soit moins documenté. A titre d'exemple, l'indicateur de l'Agence Européenne de l'Environnement destiné à évaluer l'impact des activités agricoles sur la diversité biologique des écosystèmes terrestres concerne les oiseaux, sans qu'il soit mention de suivis des populations de mammifères (EEA, 2004). Il est à signaler que certains petits mammifères assez répandus dans les écosystèmes agricoles comme le campagnol roussâtre et le mulot sylvestre peuvent être de piètres indicateurs du degré d'intensification de l'exploitation agricole du paysage (Burel *et al.*, 1998). Pourtant, il est acquis que l'évolution des paysages et des pratiques agricoles altère de plus en plus les conditions de vie de certaines espèces, comme le lièvre par exemple (ONCFS, <http://www.oncfs.gouv.fr>). Une baisse de leurs effectifs, dont l'intensité varie de quelques pour-cent à quasiment 50 % selon le pays européen considéré, a été enregistrée au cours des 40 dernières années (Edwards *et al.*, 2000 ; Lundström-Gilliéron & Schlaepfer, 2003). L'intensification de l'agriculture et les pesticides sont parfois mentionnés comme des facteurs influençant l'évolution des populations (Lundström-Gilliéron & Schlaepfer, 2003).

La différence de statut entre les mammifères et les oiseaux tient également au fait que certaines espèces de mammifères sont considérées comme nuisibles, au niveau domestique ou agricole (lapins, fouines ou petits rongeurs). Aussi, la détermination de la part des effets non intentionnels des pesticides dans l'évolution de leurs populations au fil des ans relève d'une gageure. La question des effets secondaires des campagnes de contrôle des populations de nuisibles sur leurs prédateurs reste au demeurant pertinente. Cette question est bien illustrée dans un ouvrage de synthèse sur la biologie et les méthodes de limitation des populations de ragondin en France (Jouventin *et al.*, 1996). Des cas d'intoxications de renards à la bromadiolone ont été recensés (voir par exemple Berny *et al.*, 1997), et l'hypothèse du rôle de la consommation d'animaux intoxiqués par cet anti-coagulant est tout à fait corroborée par des études expérimentales (la consommation d'un cadavre entier de ragondin empoisonné peut entraîner la mort d'un renard dans 30 à 40% des cas).

Les reptiles

La littérature scientifique témoigne d'un déclin en grandes proportions de certaines espèces (serpents et alligators) dans des régions sujettes à des applications massives de pesticides (Fleet *et al.*, 1972, Fleet & Plapp, 1978 et Guillette *et al.*, 1994, in Guillette, 2000). Des animaux morts ou mourants ont été retrouvés sur des sites juste après des traitements (Koeman *et al.*, 1978), mais très peu d'études de toxicité ont été associées à ces observations (Guillette *et al.*, 1994, in Guillette, 2000) et globalement le retour du terrain demeure fragmentaire.

Dans la littérature, les études qui concernent l'herpétofaune (amphibiens et reptiles) représentent 3,5% des études concernant les effets non intentionnels des contaminants sur les espèces non visées publiées entre 1972 et 1998 (Sparling *et al.*, 2000). Parmi elles, 1,4% (163 études) sont spécifiquement dédiées à l'écotoxicité des contaminants pour les reptiles dont 23,3% traitent des effets des pesticides (Sparling *et al.*, 2000). Diverses observations éparées font état de la mort d'individus exposés soit lors d'un traitement, soit par ingestion de nourriture contaminée et ceci pour des molécules variées (DDT, endosulfan, dieldrine, chlorpyrifos, cyanophos ; revue in Lambert, 1997).

Les seules données de suivi de terrain disponibles proviennent des États-Unis et concernent seulement quelques espèces. Réalisés dans les années 1970, ces suivis ont mis en évidence un déclin de 90% des populations de jeunes alligators (Woodward *et al.*, 1993 in Guillette, 2000), ou bien encore un déclin parmi les tortues hargneuses (*Chelydra serpentina*) dans les grands lacs du nord des États-Unis. L'intérêt limité de ces études en terme d'état des lieux écologique sur l'ensemble de ce groupe est largement compensé par l'effort analytique mis en œuvre pour tenter d'identifier les causes sous-jacentes et de comprendre les mécanismes biologiques et écologiques impliqués. En particulier, des liens de cause à effet avec une exposition de ces animaux à certains pesticides organochlorés, le DDT, le DDE ou bien encore la dieldrine, ont été mis en évidence.

Le faible investissement des recherches sur ce groupe n'est pas lié au nombre d'espèces, à leur importance écologique ou à une éventuelle relative absence de sensibilité aux xénobiotiques. L'IUCN (International Union for the Conservation of Nature) a recensé 295 espèces de reptiles en danger, dont 24 en Europe. À côté de raisons d'ordre anthropocentrique (la portée médiatique du déclin des populations d'alligators est relativement faible comparé à celui de populations d'oiseaux), il est certain que la plupart des espèces de reptiles est difficile à élever en captivité. De plus, leur comportement est pour le moins atypique puisqu'il dépend fortement des conditions de température et d'humidité, ce qui rend délicate l'interprétation de paramètres biologiques et/ou écologiques liés au comportement, lors d'éventuels essais d'écotoxicité.

Pourtant, les reptiles ont des représentants à différents niveaux trophiques et jouent un rôle non nul à divers niveaux de la chaîne alimentaire. Ils constituent quelques fois les seuls prédateurs d'un certain nombre d'invertébrés et d'autres vertébrés. Biologiquement, ils partagent avec les amphibiens la particularité de présenter un métabolisme largement contrôlé par les conditions environnementales, ce qui leur confère une vulnérabilité particulière dans certaines conditions. Ceci en fait, dans tous les cas, un modèle d'étude tout à fait intéressant (McDiarmid & Mitchell, 2000).

Le dernier intérêt, qui n'est pas le moindre, des nécessaires études écotoxicologiques sur les reptiles est que les raisons du déclin observé chez un certain nombre d'espèces restent inexplicables. Plus particulièrement, la part imputable aux pesticides des pathologies observées chez certaines populations de reptiles est inconnue (Guillette, 2000).

Les réseaux de surveillance

En France, existe le réseau SAGIR qui n'est pas centré sur l'évaluation de l'exposition de la faune aux seuls pesticides mais qui a pour objectif de recenser et d'expliquer les causes de mortalité de la faune sauvage (voir § 3.1.4). Au niveau Européen, le Royaume-Uni a mis en place le Wildlife Incident Investigation Scheme (WIIS) qui est spécifiquement dédié à l'analyse des cas de mortalité de la faune sauvage liés aux pesticides.

Il est important de préciser que même dans les pays où un réseau ou dispositif de surveillance des incidents sur la faune sauvage existe, il demeure difficile de couvrir l'ensemble des incidents car les relevés d'animaux morts sont tributaires de la présence d'observateurs sur le terrain et leur efficacité varie selon les espèces suivies. De plus, les carcasses ne se présentent pas toujours dans un état de conservation idéal pour les analyses chimiques, lesquelles s'avèrent quelques fois complexes (des analyses multi-résidus sont la plupart du temps nécessaires).

Les reptiles ne font l'objet d'aucun suivi au niveau national ou communautaire, que ce suivi soit associé ou non à l'usage agronomique des pesticides.

La littérature scientifique

Les oiseaux

Si le déclin des populations d'oiseaux fait aujourd'hui l'objet d'un consensus, rares sont les études dédiées à avoir été réalisées pour en établir les causes, les relations de cause à effet avec un produit donné étant du reste difficiles à établir (Bishop *et al.*, 2000). Le nombre important de facteurs de confusion, comme par exemple la difficulté d'échantillonnage, qui augmente lorsque le produit induit des perturbations du comportement (Fryday *et al.*, 1996), implique des contraintes méthodologiques alourdissant considérablement les protocoles expérimentaux. Le recours à des études en mésocosmes, permettant de contrôler certains paramètres, peut être utile pour établir des relations de cause à effet entre l'exposition à un produit et des observations au niveau de la population (voir par exemple Bishop *et al.*, 2000). De même, ces dispositifs permettent aussi de comparer les réponses de paramètres biologiques mesurables au niveau individuel comme par exemple la concentration en acétylcholinestérase (AChE) cérébrale et le comportement des oiseaux avec des paramètres représentatifs de la population (Fryday *et al.*, 1996).

Dans ce contexte, les études du British Trust for Ornithology constituent un apport significatif puisque grâce à un suivi sur plusieurs années des populations d'oiseaux, des populations d'arthropodes de

douze groupes les plus communément rencontrés et des pratiques agricoles, une relation claire a pu être établie entre la densité des oiseaux en Écosse et l'abondance des insectes, elles-mêmes liées à l'évolution des pratiques (Benton *et al.*, 2002). De même, des suivis menés dans des exploitations au Danemark (31 exploitations conduites en système conventionnel et 31 exploitations conduites en système biologique) ont mis en évidence un déclin pour 15 des 35 espèces communes observées, et ce proportionnellement à la quantité de pesticides utilisés (Braae *et al.*, 1988 in Mc Laughling & Mineau, 1995).

La comparaison des communautés d'oiseaux dans des zones de cultures conduites en système biologique avec celles présentes dans des cultures conduites de manière conventionnelle indique que les premiers systèmes réunissent des conditions environnementales plus favorables à ces animaux. Les 5 études de ce type recensées par Hole *et al.* (2005) pour les années 1981 à 2004, concluent à une plus grande biodiversité dans les systèmes biologiques que dans les systèmes conventionnels, avec des variations entre les études. Beecher *et al.* (2002, in Hole *et al.*, 2005) et Freemark & Kirk (2001, in Hole *et al.*, 2005) ont, lors d'études réalisées en Amérique du Nord, observé une richesse et une abondance deux fois plus élevées en systèmes biologiques que dans des systèmes conventionnels. Christensen *et al.* (1996, in Hole *et al.*, 2005) ont mis en évidence une abondance plus importante en système biologique pour 31 des 34 espèces qu'ils ont suivies, les 3 autres espèces présentant une tendance inverse. Au cours de cette étude, les auteurs ont noté la présence dans les zones de cultures biologiques d'espèces ayant pourtant montré un déclin durant les 20 années précédentes. Les résultats de Chamberlain *et al.* (1999, in Hole *et al.*, 2005) étaient moins tranchés, avec une densité d'oiseaux plus élevée dans les systèmes biologiques de façon ponctuelle pour 8 des 18 espèces suivies.

Certaines de ces études intègrent l'analyse de paramètres écologiques propres à l'espèce. Ainsi, les cultures biologiques peuvent contribuer à élargir les dimensions du territoire de certaines espèces, comme l'alouette (Wilson *et al.*, 1997, in Hole *et al.*, 2005). Le mode de conduite de la culture peut également influencer sur le début de la période de reproduction des oiseaux qui l'habitent (la reproduction du bruant jaune est plus précoce dans les zones en culture biologique, bien que cela ne se traduise pas nécessairement par un succès reproductif plus important ; Bradbury *et al.*, 2000, in Hole *et al.*, 2005).

Le rôle joué par les pesticides dans le recul de certaines espèces d'oiseaux a pu être identifié par quelques études. Outre les indications données par les corrélations établies par exemple par le British Trust for Ornithology (Benton *et al.*, 2002), il existe des informations déduites des incidents impliquant des produits phytosanitaires recensés par les réseaux et dans la littérature scientifique. Par ailleurs l'écotoxicité pour les oiseaux est définie pour toutes les substances actives dans le cadre de leur évaluation réglementaire, par des essais en laboratoire établissant les seuils d'effets sur la survie, le développement et la reproduction (ces données sont accessibles dans la base de données AGRITOX).

Dans la plupart des cas, ces incidents décrivent des intoxications secondaires, mises en évidence par des mortalités anormales faisant suite à la consommation d'aliments (proies, végétaux ou graines) contaminés. Les substances incriminées sont le plus souvent des pesticides organophosphorés, carbamates, organochlorés ou bien encore des rodenticides (Newton, 1976, Rostker, 1987 et Fox *et al.*, 1989, in Mc Laughling & Mineau, 1995 ; Berny *et al.*, 1997). Ces incidents, fréquents en Europe aux débuts de la lutte chimique à grande échelle, sont toujours d'actualité dans certaines régions du globe où ces pesticides sont encore utilisés (Muralidharan, 1993). Le retrait des composés organochlorés a contribué à une diminution du nombre des incidents (Stoate *et al.*, 2001) qui sont pour une grande part aujourd'hui le fait des produits rodenticides (Burn, 2000, in Boatman *et al.*, 2004). Les incidents liés aux organophosphorés et carbamates ont fait l'objet d'une revue par Stone (1979). Leur ampleur est assez variable, les mortalités pouvant concerner quelques individus (Ludke & Locke, 1976 et Zinkl *et al.*, 1978, in Story & Cox, 2001) ou au contraire être massives (White *et al.*, 1980 et Seablom *et al.*, 1973, in Story & Cox, 2001). En Australie, des cas d'intoxications faisant suite à la consommation de graines contaminées par du fenitrothion ont été observés chez le corcorax à ailes blanches (*Corcorax melanorhamphos*), qui ont révélé l'ingestion de quantités importantes de ce produit (Reece *et al.*, 1985, in Story et Cox, 2001). Mc Kenzie *et al.* (1996, in Story *et al.*, 2001) ont également rapporté des intoxications par un organophosphoré dans la région du Queensland en Australie. Les cas de mortalité de pies (*Pica pica*) et de rapaces observés aux États-Unis suite à l'utilisation d'un insecticide organophosphoré, le famphur, dans la lutte contre certains ectoparasites du bétail (larves de Diptères),

étaient totalement inattendus. En effet, ce pesticide est utilisé sous la forme de poudres appliquées directement sur les bovins et il persiste longtemps à la surface du corps de ces derniers. Or, les pies, qui vivent fréquemment à proximité du bétail ingèrent des poils de bovins, ce qui a conduit à leur intoxication. Les animaux intoxiqués et qui ne mouraient pas immédiatement étaient fréquemment capturés par des rapaces, lesquels s'intoxiquaient à leur tour (Henny *et al.*, 1985, 1987 in Blus & Henny, 1997). Un autre insecticide organophosphoré, le diméthoate, pourtant réputé comme modérément toxique pour les oiseaux (Smith, 1987) a néanmoins entraîné la mort de plusieurs dizaines d'individus de *Centrocercus urophasianus* (espèce proche du coq de bruyère) dans les prairies de l'Idaho, ces animaux ayant pour habitude de venir se nourrir dans les champs de luzerne aux périodes où ceux-ci étaient traités (Blus *et al.*, 1989). Le même type d'observation a été rapporté en Argentine pour des buses (*Buteo swainsoni*) venues se nourrir au voisinage de champs de luzerne (Goldstein *et al.*, 1996). Parmi les carbamates, le carbofuran est un insecticide particulièrement dangereux pour les oiseaux (Flickinger *et al.*, 1980 ; Hill & Fleming, 1982). Dans divers cas, c'est l'ingestion simultanée de plusieurs pesticides qui s'est avérée fatale pour les oiseaux : diméthoate + disulfoton + carbofuran en traitement de semences pour des Oies du Canada (Blus *et al.*, 1991) et carbofuran + diazinon pour des Canards huppés (Stone & Gradoni, 1985) par exemple.

L'importance d'une prise en compte de la rémanence des produits est soulignée par les cas d'intoxication impliquant les plus persistants d'entre eux, recensés des années après leur utilisation (Okoniewski & Noveski, 1993 in Story et Cox, 2001).

L'empoisonnement secondaire est également une réalité pour les prédateurs. De nombreux cas de rapaces intoxiqués avec des organophosphorés ont été décrits par les réseaux de suivi et dans la littérature scientifique, et certains exemples ont déjà été cités. Ils concernent par exemple la chouette effraie, le faucon crécerelle, la buse à queue rousse, la buse variable, le grand duc d'Amérique et le pyrrhuloxe à tête blanche (Mendelson et Paz, 1977, Stone, 1979, Hill et Mendenhall, 1980, Henny *et al.*, 1985, 1987, Hooper *et al.*, 1989 et Buck *et al.*, 1990, in Story et Cox, 2001 ; Berny *et al.*, 1997).

Dans la plupart des cas, les effets des produits sont révélés au travers de mortalités anormales mais d'autres conséquences de l'intoxication peuvent à terme se solder par un déclin des populations. Aussi, tout dysfonctionnement de la reproduction ou de la croissance peut à terme résulter en déclin d'une population, au même titre qu'une mortalité immédiate significative (Boatman *et al.*, 2004).

Si les effets sublétaux des pesticides sont le plus souvent mis en évidence lors d'études au laboratoire, et sont même systématiquement recherchés lors du processus d'évaluation de risque sur le plan réglementaire, il est plus difficile de les mettre en évidence sur le terrain et de les associer à un effet observé au niveau d'une population. Fluetsch & Sparling (1994, in Story et Cox, 2001) ont ainsi observé un taux d'éclosion significativement réduit chez la tourterelle triste (*Zenaidura macroura*) et le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) dans des vergers de pommiers traités par des pesticides, comparativement à des vergers biologiques. Dans une étude à grande échelle, Busby *et al.* (1991, in Story & Cox, 2001), ont constaté des abandons de nids, de la couvée, une défense du territoire réduite, une incubation anormale, et des déformations des ailes chez des bruants à gorge blanche exposés à des applications de fenitrothion. Ces effets n'ont pas été observés au cours d'autres études de terrain recherchant des effets sur la reproduction et impliquant la même substance ou d'autres organophosphorés et d'autres espèces (Spray *et al.*, 1987 et Meyers *et al.*, 1990, in Story & Cox, 2001). Au final, la résultante de tous ces effets était une réduction d'un tiers de la population d'adultes. Ces effets sublétaux concernent aussi le système endocrine, ou bien encore le comportement (Story & Cox, 2001 ; Walker, 2003), souvent invoqués comme étant à l'origine d'impacts environnementaux majeurs, mais dont la réponse est difficile à dissocier sur le terrain d'autres symptômes liés aux pesticides sans la mesure de paramètres biologiques spécifiques.

Enfin, des effets sur le comportement peuvent également être à l'origine de réductions d'effectifs observées dans les populations suivies, en affectant les réactions des oiseaux de telle sorte qu'ils peuvent devenir des proies plus faciles pour leurs prédateurs (Burger *et al.*, 1994, in Story & Cox, 2001).

Les réductions des ressources alimentaires ont probablement contribué au déclin observé chez les oiseaux des agroécosystèmes au niveau européen (Wilson *et al.*, 1999), même si l'examen du régime alimentaire des différentes espèces n'a pas apporté d'explications satisfaisantes, des espèces en déclin et des espèces en expansion présentant souvent le même spectre alimentaire. Il convient toutefois de

préciser que les lépidoptères, les coléoptères et les orthoptères représentent une part plus importante de l'alimentation chez diverses espèces en déclin et que certaines espèces végétales de zones boisées (Fagacées, Composées, Corylacées, Rubiacées) sont plus communes dans l'alimentation des oiseaux dont les populations sont stables ou tendent à augmenter (Wilson *et al.*, 1999).

L'augmentation de l'abondance de certaines espèces d'invertébrés et de plantes entre les systèmes biologiques et les systèmes conventionnels a été évoquée par divers auteurs comme constituant l'une des origines possible des différences observées entre les populations d'oiseaux de ces deux types de systèmes (Beecher *et al.*, 2002, Christensen *et al.*, 1996 et Freemark & Kirk, 2001, in Hole *et al.*, 2005). Ces conclusions rejoignent celles d'études autoécologiques qui ont mis en évidence un lien direct entre le déclin des populations de perdrix grise (Potts, 1986, Potts & Aebischer, 1991, in Hole *et al.*, 2005) ou de moineau domestique (Hole *et al.*, 2002, in Hole *et al.*, 2005) et l'abondance de la ressource alimentaire (insectes ou graines et végétaux, selon l'espèce et le stade de développement considérés).

En ce qui concerne la perdrix grise, les études réalisées pendant près de 30 ans par le *Game Conservancy Trust* dans le Sussex ont permis de mettre en évidence le rôle indirect des pesticides sur la dynamique de population de cette espèce³. Les suivis mis en place sur plusieurs décennies ont tenté d'identifier les groupes taxonomiques clés entrant dans le régime alimentaire des oiseaux et de savoir si leur disponibilité était ou non tributaire d'un certain nombre de pratiques agricoles, dont les pesticides utilisés (voir par exemple Campbell *et al.*, 1997). Les analyses entreprises abordaient les effets de l'utilisation de pesticides sur la disponibilité de la ressource alimentaire des animaux, dans l'optique de savoir dans quelle proportion le déclin de certaines espèces pouvait être expliqué par une diminution de leurs ressources alimentaires. Ce travail représente un monitoring sur un total de 62 km² dans le Sussex (Royaume-Uni) entre 1970 et 1995. Parmi les principaux résultats de cette étude, il a été observé la diminution de l'abondance de 4 des 5 groupes d'invertébrés étudiés suite à des applications de pyrèthréinoïdes de synthèse, ainsi qu'une corrélation négative de l'abondance de ces organismes avec l'utilisation de composés organophosphorés. Aucune corrélation n'a été observée entre les populations d'invertébrés et l'usage du pirimicarbe. La densité des perdrix grises était inversement proportionnelle au nombre d'applications d'herbicides, et positivement corrélée au nombre d'espèces végétales à feuilles larges présentes dans les sites étudiés. Il a été montré que les herbicides et les insecticides à large spectre provoquaient une diminution du taux de survie des poussins (parfois exacerbée par une augmentation de la prédation du fait de la destruction des habitats par l'emploi d'herbicides) qui conduit à une réduction de la densité de la population d'individus en âge de se reproduire.

Les données sont plus fragmentaires pour les autres espèces. Les densités de bruant proyer et d'alouettes étaient faibles et inversement corrélées au nombre d'applications d'herbicides (les deux espèces) et de fongicides (bruant proyer).

Des effets de produits phytopharmaceutiques sur les populations de divers oiseaux, résultant d'impacts sur leur ressource alimentaire, ont été mis en évidence sur des populations d'insectivores réagissant aux réductions d'abondance d'insectes pour d'autres espèces que la perdrix grise (George *et al.*, 1995). L'impact sur les populations n'est observable, dans le cas des effets indirects, que quelques jours après le traitement insecticide. Les auteurs de ces études n'ont pas pu mettre en évidence une relation significative entre la taille de la surface traitée et l'importance de l'effet sur les populations, bien qu'une tendance négative ait été observée. En revanche la possibilité d'effets en cascade sur les oiseaux prédateurs a été évoquée.

Des effets indirects d'herbicides sur les oiseaux sont également suggérés par les travaux de Moorcroft *et al.* (1997, in Boatman *et al.*, 2004), qui ont observé un déclin dans les populations de linottes (*Carduelis cannabina*) coïncidant avec une réduction de l'abondance d'adventices (ou de plantes) sensibles à des herbicides. Les pesticides utilisés en sylviculture, et notamment les herbicides, peuvent aussi avoir des effets indirects négatifs sur les oiseaux forestiers du fait de changements dans la diversité et la structure de la végétation (Slagsvold, 1977 ; Santillo *et al.*, 1989) mais ces effets ne sont pas systématiques (Morrison & Meslow, 1984). Schroeder & Sturges (1975) ont mis en évidence que

³ Il est à noter que cette espèce est aussi en déclin dans d'autres régions agricoles et notamment en Amérique du Nord et en Europe continentale.

l'utilisation d'herbicides dans des zones buissonneuses entraînait une diminution des populations de Pinson de Brewer (*Spizella breweri*) allant jusqu'à respectivement 67 et 99% des populations initiales 1 et 2 ans après le traitement. Dans un même site de Californie, des effets opposés furent observés au cours de deux études successives. Deux ans après le traitement par herbicide d'une zone envahie par les plantes buissonnantes, Beaver (1976) n'a pas observé d'effets significatifs sur les différentes espèces oiseaux qui y nichaient. A l'inverse, Savidge (1978) a mis en évidence, six ans après le traitement, une réduction du nombre d'espèces et de leur abondance dans la même zone. Ce résultat s'explique par la destruction à long terme des arbustes morts qui, dans un premier temps, pouvaient encore servir de support pour la nidification.

L'impact par effet indirect, même s'il fait intervenir plusieurs facteurs, n'est pas irréversible, des réductions d'apports en herbicides sur des surfaces arables s'étant soldées par une restauration des populations d'invertébrés et d'espèces végétales qui constituent des ressources alimentaires importantes pour les oiseaux (Moreby *et al.*, 1994, Petersen, 1994, Brookes *et al.*, 1995, Dessaint *et al.*, 1997, Jones *et al.*, 1997 et Moreby, 1997, in Wilson *et al.*, 1999). Par ailleurs, certaines études montrent que les effets indirects des pesticides sur les oiseaux peuvent être significatifs ou non significatifs selon les années. Ainsi, Howe *et al.* (1996) ont montré que l'épandage de malathion à faible dose pouvait entraîner un retard de croissance chez les jeunes de deux espèces de passereaux (*Oreoscoptes montanus* et *Spizella breweri*) mais que cet effet, lié à une diminution de l'abondance de nourriture (insectes), n'était pas systématiquement observé. Ceci est vraisemblablement dû au fait que la disponibilité de nourriture, bien que réduite, ne l'était pas en deçà des niveaux minimaux nécessaires à la survie des deux espèces. De plus, la disponibilité de la nourriture est fréquemment largement excédentaire par rapport aux besoins des oiseaux, notamment en zone prairiale (Wiens, 1974 ; Wiens & Rottenberry, 1979). Par ailleurs, certaines observations indiquent que la vulnérabilité de certaines proies peut augmenter de façon temporaire à la suite d'un traitement et que ceci peut pallier, au moins temporairement, la disparition des proies habituelles (voir par exemple Martin *et al.*, 1998).

De nombreuses données ont été compilées par Boatman *et al.* (2004), pour illustrer les différentes modalités selon lesquels les pesticides utilisés peuvent agir sur les populations d'oiseaux dans les agro-écosystèmes et identifier les données manquantes pour en dresser le bilan. L'intérêt de cette démarche est d'avoir recherché, dans les données de la littérature, des liens entre (1) les effets de l'abondance de nourriture et la capacité à élever les petits et leur survie, (2) les effets de la capacité à élever les petits et la survie de ces derniers sur la population, et (3) les effets des pesticides sur la ressource en nourriture, dont l'ampleur peut réduire la capacité à élever les petits et la survie de ces derniers, et donc affecter les populations d'oiseaux. Les principaux résultats de cette étude sont repris dans le Tableau 3.3-3, pour un certain nombre d'espèces insectivores communes dans les agro-écosystèmes.

Tableau 3.3-3. Effets indirects des insecticides sur les populations d'oiseaux insectivores via l'impact sur l'abondance de nourriture pour les jeunes (d'après Boatman *et al.*, 2004).

Espèce	Effet sur l'abondance de la ressource alimentaire	Effet sur la recherche de nourriture	Effets sur la disponibilité de nourriture pour les jeunes			Effets de l'efficacité de l'élevage des jeunes sur la population
			Education des jeunes	Croissance des jeunes	Survie des jeunes	
Perdrix grise	X	X	X		X	X
Perdrix rouge					X	
Faisan	X				X	
Hirondelle rustique	NS	NS*				
Alouette			X	NS*	NS*	
Bruant jaune	X	X	X	X	X	
Bruant proyer	X	X	X		X	

X: effet significatif démontré dans une étude au moins, NS: pas d'effet significatif

*: effectifs insuffisants.

Il ressort de l'étude de Boatman *et al.* (2004) que des liens très clairs sur toutes les étapes de ce scénario ont pu être établis pour la perdrix grise, mais que des recherches sont nécessaires pour

conclure au sujet des autres espèces. De plus, l'exercice est à reproduire pour les combinaisons "herbicides-invertébrés-oiseaux insectivores" et "herbicides-végétaux/graines-oiseaux herbivores".

Les mammifères

Les mammifères n'étant généralement ni moins sensibles aux pesticides que les oiseaux, ni moins exposés, un bilan environnemental assez similaire peut être attendu. Pourtant, le retour du terrain sur les effets non-intentionnels des pesticides sur ce groupe d'organismes est moins bien documenté.

La synthèse de Hole *et al.* (2005) ne recense que deux études ayant comparé l'impact de systèmes de cultures différents (biologique ou conventionnel) sur les populations de mammifères. Brown (1999, in Hole *et al.*, 2005) a observé une activité plus importante des petits mammifères dans les systèmes biologiques, sans que cela se solde par une densité plus élevée. Des résultats similaires ont été rapportés par Wickamasinghe *et al.* (2003, in Hole *et al.*, 2005) pour des populations de chauve-souris, avec une augmentation de l'activité de 61 à 84% dans les cultures biologiques, sans effet sur la richesse spécifique ou sur l'abondance. Comme dans le cas des oiseaux, l'abondance plus élevée des populations d'insectes dans les systèmes biologiques est invoquée pour expliquer ce phénomène. Une relation directe entre les populations d'insectes, plus ou moins importantes selon le régime des traitements insecticides, et les communautés de petits mammifères a été établie, qui se traduit notamment par plus grande abondance des espèces herbivores au détriment des omnivores (Baker, 1984 et Clark & Bunck, 1991, in Sheffield et Lochmiller, 2001).

Comme pour les oiseaux, l'écotoxicité pour les mammifères est définie pour toutes les substances actives dans le cadre de leur évaluation réglementaire, par des essais en laboratoire établissant les seuils d'effets sur la survie, le développement et la reproduction, mais aussi d'autres paramètres, du fait de l'utilisation conjointe de ces données pour évaluer les risques sanitaires. Ces données sont accessibles dans la base de données AGRITOX).

Les effets observés de pesticides sur les populations de mammifères peuvent traduire des effets directs sur la survie (Jett *et al.*, 1986 ; Barret, 1988 ; Johnson *et al.*, 1991, in Story & Cox, 2001). Ce lien a été par exemple clairement démontré chez le campagnol à queue grise (*Microtus canicaudus*), avec des mortalités anormales et une population moins abondante après exposition dans des parcelles traitées avec un pesticide organophosphoré (guthion) par comparaison à des parcelles témoins, et ce durant 2 à 6 semaines (Edge *et al.*, 1996, in Story & Cox, 2001). Selon les espèces et les produits, l'impact sur la population peut être plus ou moins prolongé, laissant donc une possibilité ou non de récupération (Morris, 1970, in Story & Cox, 2001).

Les tentatives pour comprendre les mécanismes selon lesquels certains produits peuvent exercer une pression suffisante pour, à terme, affecter les populations exposées ont le plus souvent été conduites en mésocosmes. Sheffield & Lochmiller (2001) ont ainsi observé, outre une réduction de la capacité reproductrice, des modifications des relations de compétition entre des espèces de mammifères exposées à du diazinon appliqué à des doses recommandées. Les résultats de leur étude suggéraient que les composés organophosphorés exerçaient des effets similaires à ceux associés aux composés organochlorés, pour chaque niveau trophique, en ce qui concerne la reproduction et le comportement. Ces effets auraient pour conséquence de modifier les relations de compétition entre espèces. Des relations dose-effet entre l'application de produits organophosphorés ou carbamates et les communautés et populations de petits mammifères ont pu être établies en mésocosmes ou en enclos de parcelles traitées (Morris, 1972, Barret, 1988, Edge *et al.*, 1996 et Schrauber *et al.*, 1997, in Sheffield & Lochmiller, 2001). Dans certains cas, des relations entre des paramètres tels que le poids corporel, mesurable également au niveau des individus, et l'abondance de la population ont pu être établies à l'aide de ces dispositifs (Pomeroy & Barret, 1975 in Sheffield et Lochmiller, 2001).

Les reptiles

La littérature scientifique est encore plus limitée pour ce groupe qu'elle ne l'est pour les autres groupes de vertébrés, et il y a un consensus sur le manque de données, aussi bien sur les modalités d'effets des contaminants que sur l'impact écotoxicologique de ces derniers pour les reptiles, en particulier en ce qui concerne les conséquences sur la chaîne alimentaire (Niewiarowski, 2000).

La majorité des données publiées apporte des renseignements sur les niveaux de contamination des reptiles par les pesticides. Ces mesures concernent des animaux prélevés dans le milieu naturel et mettent en évidence des niveaux d'imprégnation variables, allant du $\mu\text{g/kg}$ au mg/kg de poids corporel total ou de poids de tissu (Pauli & Money, 2000). Ces données confirment l'hypothèse d'une exposition, mais elles sont en revanche délicates à interpréter en termes d'effets.

Une revue de Hall (1980, in Pauli & Money, 2000) a mis en évidence l'impact que pouvaient avoir certains pesticides, en particulier les substances organochlorées, sur les populations de reptiles, en induisant des mortalités et ce même aux doses d'utilisation recommandées. Les études se sont ensuite étendues à d'autres familles de produits, et ont révélé des cas de mortalité ayant pour origine l'exposition à des produits organochlorés utilisés dans la lutte contre la mouche tsé-tsé, à des organophosphorés et à des carbamates, ainsi que des effets indirects liés à la disparition des proies (arthropodes notamment) (Lambert, 1997a in Pauli & Money, 2000).

A l'occasion de la publication d'un ouvrage de synthèse sur l'écotoxicologie de l'herpétofaune, Pauli & Money (2000) ont effectué une mise à jour des connaissances sur l'impact des pesticides sur les reptiles. Pour chaque famille de produit, ces auteurs ont tenté de situer, par le biais d'études en laboratoire, la sensibilité des reptiles par rapport à celle d'autres groupes de vertébrés mieux décrits sur le plan toxicologique et sur le plan des impacts sur le terrain (oiseaux, mammifères), puis ils ont compilé les études qui ont cherché à identifier les impacts de l'application de pesticides sur les populations de reptiles in situ.

La famille de produits la plus étudiée pour leurs effets sur les reptiles est probablement celle des pyréthrinoïdes de synthèse, ces produits pouvant être utilisés en médecine vétérinaire pour soigner des pathologies affectant les reptiles eux-mêmes (Pauli & Money, 2000). Par ailleurs, ces molécules ont offert une possibilité de substitution intéressante aux composés organochlorés dans la lutte contre la mouche tsé-tsé. Il ressort des études de laboratoire que ces molécules sont suffisamment toxiques pour induire des mortalités dans les populations exposées, avec des seuils d'effets (No Observable Effect Level ou NOEL) inférieurs à $0,07 \text{ mg/kg}$ de poids corporel pour certaines molécules en application externe. Cependant, peu d'études de terrain ont été menées pour tenter de valider cette présomption et seules deux études de monitoring ont été publiées à ce jour. Elles ont porté sur l'impact de l'utilisation de deltaméthrine, employée en remplacement d'organochlorés dans la lutte contre la mouche tsé-tsé au Zimbabwe, sur deux lézards (*Mabuya quinquetaeniata* et *Mbuyastriata wahlbergii*) et un gecko (*Lygodactylus chobiensis*) et aucun effet n'a été mis en évidence sur les populations (Grant & Crick, 1987 et Lambert, 1994, in Pauli & Money, 2000).

L'utilisation à grande échelle de rodenticides dans la lutte contre divers rongeurs et ravageurs des cultures a conduit à s'interroger sur les impacts possibles de ces composés sur les reptiles. D'un point de vue biochimique, les reptiles présentent une chimie du sang différente de celle des autres vertébrés, et sont donc considérés comme a priori moins sensibles aux anti-coagulants (Merton, 1987). Cependant, des intoxications de Scincidae ont été observées suite à l'usage massif d'anti-coagulants, et les nécropsies, si elles n'ont pas révélé d'hémorragies chez les animaux retrouvés morts, ont en revanche identifié des dysfonctionnements mortels de la thermorégulation (North *et al.*, 1994 in Pauli & Money, 2000). Il n'y a pas de retours du terrain sur les populations de reptiles suite à l'utilisation de rodenticides à moyenne ou grande échelle en Europe. Les quelques études existantes mettent en évidence une absence d'effets de l'épandage d'appâts de rodenticides de seconde génération (brodifacoum, flocoumaphène) sur les populations de reptiles, comme par exemple en Nouvelle-Zélande, où le brodifacoum est utilisé pour lutter contre les proliférations de rongeurs. D'autres études montrent au contraire un effet positif de ces anti-coagulants de seconde génération, qui découlerait d'une amélioration de l'habitat suite à la disparition des rongeurs, cette amélioration étant par ailleurs susceptible de compenser les éventuelles pertes liées au produit dans la population (Townes, 1991, 1994, Newman, 1994 et Eason & Spurr, 1995, in Pauli & Money, 2000).

Les études de laboratoire ont permis d'établir que les reptiles, qui sont des ectothermes, présentent une sensibilité particulière aux pesticides susceptibles de modifier la thermorégulation et la tolérance aux températures extrêmes, comme par exemple les organophosphorés (Gordon & Rowsey, 1992, in Niewiarowski, 2000). En terme de toxicité aiguë, la sensibilité des reptiles aux composés organophosphorés (évaluée par la DL50) est comparable à celle des oiseaux (Baril *et al.*, 1994, in Pauli & Money, 2000). Les impacts sur le terrain ne font l'objet que de trois études. Des applications

de malathion sur des forêts à Haïti n'ont pas eu d'impact sur les populations de reptiles (Mc Lean *et al.*, 1975, in Pauli & Money, 2000). En Ukraine, des suivis conduits suite à des applications aériennes de malathion sur des forêts ont mis en évidence des mortalités anormales chez des reptiles ainsi que chez d'autres vertébrés (Karpenko & Myasoedov, 1978, in Pauli & Money, 2000). L'application sur des forêts de Louisiane de phosphamidon et de dicrotophos a été en revanche sans conséquences au niveau des populations de reptiles suivies (Olivier, 1964, in Pauli & Money, 2000).

En ce qui concerne les pesticides de la famille des carbamates, Pauli & Money (2000) n'ont recensé qu'une seule étude qui n'a pas mis en évidence d'impacts de traitements dans la raie de semis avec du carbofuran. Il n'y a pas d'informations permettant de situer la sensibilité des reptiles aux carbamates par rapport à celles des autres vertébrés, lesquels sont par ailleurs très sensibles.

Parmi les piscicides, les seules informations disponibles concernent la roténone. Ce composé naturel induit la mort par privation d'oxygène en bloquant la ré-oxydation du NADH (Fontenot *et al.*, 1994), et il est donc susceptible d'agir également sur les reptiles. Des incidents affectant des populations de tortues communes exposées à de la roténone ont été décrits (McCoid & Bettoli, 1996). Les auteurs soulignent la vulnérabilité particulière des tortues à ce composé, déduite a posteriori, du fait qu'elles sont dotées d'une respiration dermique importante, et d'une mobilité réduite qui ne leur permet pas de s'éloigner assez rapidement de conditions environnementales stressantes.

Certains herbicides ont été étudiés pour leurs impacts sur des populations de tortues et de serpents. C'est le cas du thiofencarb, utilisé massivement aux États-Unis en riziculture, pour lequel aucun effet sur les populations de serpents n'a été recensé. Les herbicides 2,4,5-T et 2,4-D ont induit des impacts sur les populations de tortues en Grèce (Willemsen & Hailey, 1989). Le cas du 2,4,5-T est néanmoins controversé, Pierce (1958 in Willemsen & Hailey, 1989) n'ayant constaté aucune modification dans des populations de tortues, alors que Willemsen & Hailey (1989) ont observé un déclin de 44% dans des populations de tortues en Grèce, lui conférant ainsi le même impact potentiel que le 2,4-D.

Il n'y a pas d'informations publiées sur les effets potentiels ou observés des fongicides organiques sur les reptiles.

En ce qui concerne les métaux utilisés pour la protection des plantes (cuivre par exemple), la plupart des informations existantes sont compilées dans la synthèse établie par Linder & Grillitsch (2000). Les impacts des éléments métalliques sur ce groupe d'organisme sont très peu décrits aussi bien au laboratoire que sur le terrain. Le problème est souvent posé pour les prédateurs (dont l'homme) de ces organismes, en raison de la contamination d'éléments métalliques par les reptiles, voire de leur accumulation, les concentrations résiduelles pouvant parfois dépasser les MAC (Maximum Acceptable Concentrations ou Concentrations Maximales Admissibles).

En ce qui concerne les composés présentant des propriétés de perturbateurs endocriniens, les données de laboratoire indiquent une sensibilité des reptiles similaire à celle des oiseaux et mammifères (Hall & Clark, 1982, in Guillette, 2000). La bioaccumulation de ces composés chez les reptiles est égale voire supérieure à celle décrite chez les oiseaux et les mammifères (Clark & Krynitsky, 1980, Olafsson *et al.*, 1983, Bryan *et al.*, 1987, Heinz *et al.*, 1991, Hall & Henry, 1992 et Cobb *et al.*, 1997, in Guillette, 2000). Sur le terrain, l'impact ces composés a été surtout étudié sur les populations d'alligators et de tortues. La mortalité et l'incidence des déformations sont en général supérieures dans les populations exposées à ces composés (DDT, DDE et dieldrine) que dans les populations non exposées. Il convient toutefois de signaler que les niveaux d'exposition étaient dans ces études assez élevés (Bishop *et al.*, 1991, in Guillette, 2000).

Les autres causes

Le travail du sol

En Europe, les deux facteurs clés régissant la dynamique des populations d'oiseaux semblent être la réserve de ressources en graines en hiver pour les adultes et la ressource en invertébrés pour les jeunes (Benton *et al.*, 2002 ; Robinson & Sutherland, 2002 in Holland, 2004). Ces deux facteurs sont liés au travail du sol.

La disparition de la chaume en hiver et la raréfaction subséquente des graines est également un facteur important pour les populations d'oiseaux qui fréquentent les zones cultivées (Potts, 1998, in Holland, 2004). Les champs labourés, moins riches en graines et en invertébrés, sont en général moins attractifs

(Wilson *et al.*, 1996, in Holland, 2004) même si la densité de graines y est supérieure à celle d'un champ non cultivé (Hart *et al.*, 2001, in Holland, 2004). Le travail du sol agit également sur les communautés d'arthropodes dont beaucoup constituent la nourriture de base pour les oiseaux (coléoptères, diptères, hyménoptères, arachnides), mais aussi sur l'abondance des annélides et des mollusques (Wilson *et al.*, 1999). Les espèces consommatrices de vers de terre sont ainsi favorisées par un travail superficiel du sol avec un apport d'engrais organique (Tucker, 1992, in Holland, 2004). Le labour exerce aussi un impact direct par la destruction de nids d'oiseaux et de petits mammifères (Mc Laughling & Mineau, 1995 ; Hansen, 2001, in Stoate *et al.*, 2001). Le labour superficiel s'avère moins destructeur lors d'investigations expérimentales (Rodgers, 1983, Rodenhouse & Best, 1983, in Mc Laughling & Mineau, 1995). Un travail de surface suivi d'un semis direct, combiné à l'usage d'herbicides non toxiques peut laisser une couverture du sol plus importante et ainsi fournir des sites de nidification aux oiseaux (Holland, 2004). Ceci a été démontré expérimentalement aux Etats-Unis par divers auteurs (Holland, 2004). L'impact du travail du sol dépend bien sûr de la période à laquelle la destruction physique des plants, dans le champ ou en bordure, intervient.

Les effets du labour superficiel sur les populations d'oiseaux ont été étudiés dans le nord et le sud de l'Europe. Au sud, des effets positifs sur l'abondance et la diversité ont été observés, confirmant l'amélioration de la ressource alimentaire que constitue la culture et les organismes qu'elle abritent (Valéra-Hernandez *et al.*, 1997 in Holland, 2004). Au nord, les études ont été conduites dans des parcelles trop petites pour que les résultats observés puissent être considérés comme concluants. L'alouette, le bruant jaune, la mésange bleue, le rouge gorge et la perdrix grise ne semblent pas particulièrement préférer les champs soumis à un travail de surface (Saunders, 2000 in Holland, 2004) alors que des effets positifs ont été observés sur les densités d'alouettes, de bruant jaune, de pinson et de moineau friquet durant l'hiver suivant un semis direct de ray-grass (Higginbotham *et al.*, 2000, in Holland, 2004).

En ce qui concerne les mammifères, le travail superficiel du sol, en laissant le chaume, peut fournir une ressource alimentaire pour certaines espèces comme les lièvres par exemple (Holland, 2004). Cependant, les études sur ce sujet sont rares. Aux États-Unis, le rôle positif de la présence de résidus de cultures sur le sol comme ressource alimentaire pour de petits vertébrés a été démontré (Warburton & Klimstra, 1984, in Holland, 2004). Le labour peut en contrepartie fournir des refuges à de petits mammifères par les fissures qu'il génère dans le sol (Higginbotham *et al.*, 2000, in Holland, 2004). Il est évident qu'une abondance trop importante de petits mammifères dans les cultures peut s'avérer nuisible pour ces dernières mais ce point est à discuter en regard de l'effet bénéfique lié à la consommation des insectes phytophages et des mauvaises herbes indésirables par ces animaux (Wooley *et al.*, 1985, in Holland, 2004).

Le drainage et l'irrigation

Le drainage et l'irrigation, en influant sur la hauteur des nappes d'eau et sur les zones humides connectées, peuvent exercer une action directe sur la faune et la flore, comme l'ont observé de Boer & Reyrink (1989, in Stoate *et al.*, 2001) sur les populations d'oiseaux, d'invertébrés et de plantes dans le nord de l'Europe. L'influence du drainage de zones humides sur diverses espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens a été mieux décrite au Canada (Mc Laughling & Mineau, 1995).

En rizières, l'irrigation peut augmenter la diversité locale des populations d'oiseaux et des invertébrés aquatiques, si l'usage de pesticides reste limité (Fasola & Ruiz, 1997, in Stoate *et al.*, 2001). C'est ainsi par exemple que l'abondance de 6 espèces de hérons s'est trouvée corrélée à la surface des rizières inondées (Pain, 1994 et Coelho, 1998, in Stoate *et al.*, 2001). Par ailleurs l'inondation des rizières en hiver fournit des ressources en nourriture pour d'autres espèces (Pain, 1994 et Fasola & Ruiz, 1997, in Stoate *et al.*, 2001).

Les éléments du paysage

A plus grande échelle, les éléments du paysage jouent un rôle déterminant dans la réponse écologique des espèces, quelle que soit leur place dans les chaînes alimentaires (voir par exemple Anonyme, 2003). La réponse d'espèce prédatrices (renards, etc.) à la fragmentation de l'habitat a par exemple été

étudiée à la lumière de différents traits écologiques comme la taille de la niche écologique, la taille des organismes ou bien encore la saison de reproduction (Gehring & Swihart, 2003). Il ressort des données disponibles que la ré-introduction de diversité dans la culture, par la conduite de cultures mixtes ou la mise en place de rotations et d'inter-cultures peut avoir des effets bénéfiques si elle est associée à une application réduite de pesticides (Wilson, 1997, in Hole *et al.*, 2005). Ainsi au Royaume-Uni, le maintien traditionnel de certaines cultures en système mixte (agriculture-élevage) s'est avéré positif pour les populations d'oiseaux (Robinson *et al.*, 2001, Atkinson, 2002, in Hole *et al.*, 2005).

Certaines études ont permis d'établir l'efficacité des zones tampons sur l'abondance de certaines espèces d'oiseaux et de mammifères (Rands, 1986, in Freemark, 1995 ; Chamberlain & Wilson, 2000, Chamberlain *et al.*, 1999, de Snoo, 1999 et Tew *et al.*, 1992, in Holland, 2004 ; Freemark & Kirk, 2001, in Hole *et al.*, 2005). Une revue du rôle écologique et protecteur joué par les bords de champs aménagés a été proposée par Marshall & Moonen (2002). Une analyse de la valeur bénéfique pour diverses espèces d'oiseaux des zones tampons en fonction de leur type a été proposée par Vickery *et al.* (2002). Une seule étude, réalisée au Québec, a inclus des suivis de l'herpétofaune dans l'examen des effets de la présence de zones végétalisées (herbacées, arbustives ou boisées) en bordure de cours d'eau (Maisonneuve & Rioux, 2001). Elle a mis en évidence une augmentation de l'abondance des populations avec la complexité de la structure végétalisée.

Les cultures génétiquement modifiées

En ce qui concerne les cultures génétiquement modifiées, il semble que la conduite de cultures résistantes à des herbicides, en s'opposant à la croissance de plantes non cultivées, réduit la quantité de graines disponibles pour les oiseaux, mais aussi le nombre d'insectes qui nichent dans ces plantes non cultivées (Benton *et al.*, 2002). Ces hypothèses n'ont pas, à notre connaissance, été étudiées sur le terrain.

Bilan

La voie majeure d'exposition des vertébrés aux pesticides semble être la voie alimentaire. Ceci tient du fait qu'à quelques exceptions près, ces organismes peuvent éviter de se trouver aux abords du dispositif d'épandage au moment du traitement. Cependant, l'exposition par voie respiratoire peut jouer un rôle majeur pour les substances qui sont les plus toxiques par inhalation.

Le déclin des communautés d'oiseaux, de mammifères et de reptiles dans les zones agricoles fait l'objet d'un consensus au sein de la communauté scientifique, même si le retour du terrain est inégal selon le groupe d'organismes, les oiseaux étant les animaux pour lesquels les données sont les plus abondantes. Ceci est à relier au fait que les réseaux de surveillance, lorsqu'ils existent, ne sont pas dimensionnés pour fournir une réelle veille écologique suite à l'usage des produits.

Les effets observés des pesticides ont évolué au cours du temps ; les effets directs, importants lors de l'utilisation de composés organochlorés, ont progressivement régressé avec le développement de molécules moins rémanentes, pour laisser la prédominance à des effets indirects. Des effets directs, correspondant à des empoisonnements secondaires, sont cependant encore parfois enregistrés et sont le fait en premier lieu de composés rodenticides, suivi des carbamates et des organophosphorés.

Les effets directs correspondent dans la majorité des cas à des mortalités anormales, plus faciles à repérer. Il serait prématuré de conclure à l'absence d'effets sublétaux, sur le développement ou sur la reproduction. Ces effets sont moins faciles à mettre en évidence sur le terrain mais tout aussi susceptibles de conduire à un recul des populations.

Les effets indirects correspondent à la raréfaction des ressources alimentaires, voire de l'habitat. Ils impliquent dans la majorité des cas recensés des herbicides ou des insecticides, mais il est à noter qu'il n'y a pratiquement pas d'informations pour les autres types de produits et notamment pour les fongicides.

Très peu d'études traitent explicitement des impacts des pesticides sur la chaîne alimentaire dans les écosystèmes terrestres, même si les effets de la consommation de ressources contaminées ont été abordés à chaque niveau trophique. La question de la bioaccumulation des pesticides ou de leurs produits de dégradation n'est en général pas abordée spécifiquement dans ces études.

Ce point conforte le constat d'une concentration des études écotoxicologiques sur les aspects toxicologiques et sur les études d'écotoxicité monospécifiques (i.e., étudiant les effets sur une seule espèce, en général une espèce modèle de laboratoire). Ces dernières années ont vu le nombre d'outils expérimentaux de laboratoire augmenter, permettant de réaliser un screening de plus en plus précoce des seuils d'effets pour les espèces non visées, screening qui est aujourd'hui intégré dans la réglementation (Directive 91/414/EC, 2004). De même, les recherches ont permis de mettre en évidence bon nombre de cibles biologiques et biochimiques des substances actives et de leurs métabolites. Cependant, l'écotoxicologie n'a que timidement abordé les aspects plus intégrés, que sont les impacts mesurés à l'échelle des écosystèmes, qui incluent l'analyse des modalités d'exposition aux différents niveaux du réseau trophique et l'analyse des réponses des populations et des communautés, y compris les effets indirects via les interactions au sein des réseaux trophiques. La raison tient à l'extrême complexité de la problématique posée. Les recherches ont pour l'heure porté presque essentiellement sur les écosystèmes aquatiques, grâce au développement d'écosystèmes expérimentaux (micro- et mésocosmes), et à la mise au point de modèles écologiques (réseaux trophiques modélisés). Le milieu terrestre ajoute une difficulté supplémentaire par son caractère plus "ouvert" pour certaines espèces, ainsi que par une plus grande diversité des compartiments qu'il renferme. Pourtant, c'est par la compréhension des modalités d'impact sur les différents éléments constitutifs de ces écosystèmes que des outils réellement prédictifs des impacts des pesticides pourront être proposés et que des réponses quant aux mesures permettant de limiter les impacts pourront être apportées.

Le transport à longue distance des pesticides, qui ne concerne que des quantités très faibles, contribue vraisemblablement très succinctement aux impacts observés (Unsworth, 1999). La bioaccumulation de composés organochlorés dans des écosystèmes reculés tels que l'Arctique ou le Groenland s'est cependant avérée préoccupante, aussi bien pour les populations humaines qu'animales (Jensen *et al.*, 1997, in Unsworth *et al.*, 1999). Aussi, l'association, pour une substance, de propriétés lui conférant une bioaccumulation potentielle, une stabilité dans les milieux et une propension à migrer vers des milieux éloignés est toujours considérée comme préoccupante dans la réglementation. Cette catégorie de substances a été identifiée lors de la convention de Stockholm comme "POP" (polluants organiques persistants), définis comme des substances chimiques qui contrairement à d'autres polluants, résistent à la dégradation. Lorsque ces substances sont dotées de certaines propriétés toxiques, ce qui les rend particulièrement nuisibles à la santé humaine et à l'environnement elles peuvent entrer dans la catégorie des PBT (Persistent, Bioaccumulable and Toxic). Les POP/PBT s'accumulent dans les organismes vivants et sont propagés par l'air, par l'eau et par les espèces migrantes et s'accumulent dans les écosystèmes terrestres et aquatiques" (COM, 2001, 0237 final, <http://europa.eu.int>). Des critères de classification comme "POP"/"PBT" sont définis et ces critères sont repris dans les réglementations relatives aux substances chimiques, dont les produits pesticides et biocides (REACH, Directive 91/414/CE, Directive 98/8/CE).

Le manque de données de terrain ne permet pas, dans la majorité des cas, d'identifier avec précision quelle pratique agricole ou quel changement de pratiques est le plus important dans la présence de ces groupes d'organismes dans les zones agricoles. A l'exception de la perdrix grise, les données disponibles permettent seulement d'identifier des corrélations entre les changements de la dynamique de population de certaines espèces et l'utilisation des pesticides en agriculture. En particulier, il y a un manque de données précises sur le régime alimentaire de nombreuses espèces et sur les tendances suivies par l'abondance des invertébrés et des plantes qui servent de source de nourriture pour les oiseaux. Enfin le retour du terrain concernant les effets, directs ou indirects, des pesticides sur les reptiles est très fragmentaire.

Le Tableau 3.3-4 récapitule les observations concernant les effets directs et indirects des pesticides sur les vertébrés, et liste les facteurs ou les pratiques susceptibles d'exercer des effets sur ces organismes.

Tableau 3.3-4. Récapitulatif des connaissances sur les effets des pesticides sur les vertébrés.

Groupe concerné	État des données*	Effets directs des pesticides	Effets indirects des pesticides	Paramètres confondants	Aspects non documentés
Oiseaux	++	Négatif	Effets sur les ressources alimentaires (herbicides, insecticides)	Pratiques agricoles (labour, zones de bordures, etc.), éléments du paysage	Effets indirects d'autres types de produits, liens ressources alimentaires-effets individuels-effets sur les populations, analyse par famille de produits
Mammifères	++	Négatif			
Reptiles	++	Négatif, neutre	Non renseignés		Effets indirects d'autres types de produits, liens ressources alimentaires-effets individuels-effets sur les populations

*++: données incomplètes pour dresser un état des lieux

3.3.2.4. Impact sur la flore

L'exposition

D'un point de vue réglementaire, la protection de la flore par rapport aux effets éventuels des produits phytopharmaceutiques comprend tous les types de végétation, à l'exception, dans le cas des produits herbicides, des espèces visées dans la parcelle qui fait l'objet du traitement. Les essais d'écotoxicité qui sont réalisés avec des espèces végétales choisies parmi des plantes cultivées et des plantes typiques des bordures de champs sont ensuite utilisés pour évaluer les risques pour les plantes non visées, en bordure du champ mais aussi éventuellement dans le champ s'il s'agit d'un produit non herbicide appliqué dans un verger ou une vigne, par exemple.

Les modalités d'exposition des espèces végétales sont donc identiques aux modalités d'exposition des invertébrés épigés, incluant le contact direct lors du traitement, à la pleine dose ou bien aux quantités dérivant hors de la parcelle, et à la fraction éventuellement volatilisée. Le transfert de produits *via* le sol, par drainage ou ruissellement, peut générer des concentrations en produits significatives dans le sol en bordure du champ, et impliquer une exposition *via* les racines. Cette dernière voie d'exposition n'est pas documentée dans la littérature, les impacts de pesticides observés sur la végétation de bordure de champ étant systématiquement mis en relation avec un transfert des produits *via* l'air (voir par exemple Unsworth *et al.*, 1999).

Il semble enfin que les forêts jouent un rôle de "puits" pour les pesticides transportés dans l'atmosphère, comme le montrent les analyses de résidus retrouvés dans des sols forestiers, nettement (50 à 70 fois) plus élevés que ceux détectés dans des sols de prairies (Bernhardt & Ruck, 2004). Le cas des forêts est abordé plus loin dans ce chapitre.

L'état des lieux écologique

Les impacts des pesticides sur la végétation sont le plus souvent recherchés dans l'optique d'une préservation de la biodiversité. C'est donc avant tout sur ce critère que discutent les divers auteurs qui se sont attachés à établir un état des lieux de l'usage et des effets des pesticides dans divers pays européens.

Une diminution de la biodiversité végétale associée à l'agriculture intensive est rapportée au Royaume-Uni (Wilson, 1994, in Stoate *et al.*, 2001), en Allemagne (Eggers, 1984, Agra Europe, 1991, in Stoate *et al.*, 2001), aux Pays-Bas (Arnolds, 1989 et Weeda *et al.*, 1991, in de Jong *et al.*, 1995 ; Joenje & Kleijn, 1994 et de Snoo, 1997, in Stoate *et al.*, 2001) et au Danemark (Andreasen *et al.*, 1996, in Stoate *et al.*, 2001).

Une diminution de la biodiversité végétale dans les zones cultivées, associée en particulier à l'usage intensif et extensif d'herbicides a été mise en évidence dans divers pays d'Europe (Freemark & Boutin, 1994 in Freemark, 1995). Le recours à des herbicides plus efficaces aurait d'ailleurs profondément modifié l'abondance et la diversité des adventices dans les surfaces arables, comme l'indiquent des

observations faites au Royaume-Uni (Chancellor, 1977, in Holland, 2004), et ce à long terme (Whitehead & Wright, 1989 et Aebischer, 1991, in Holland, 2004).

Enfin, l'action couplée d'herbicides et de fertilisants a été invoquée pour expliquer la disparition de certaines espèces des zones cultivées au Royaume-Uni (Marshall & Hopkins, 1990, in Freemark, 1995) et au Portugal (Moreira *et al.*, 1996, in Stoate *et al.*, 2001).

Les réseaux de surveillance

La flore terrestre ne fait pas, à notre connaissance, l'objet de suivis systématiques par un réseau de surveillance, que ce soit en France ou dans les autres pays européens. Seules les forêts font l'objet de suivis annuels, comme par exemple en France (MAAPAR, 2001) ou en Allemagne (BMVEL, 2001) mais ces suivis n'intègrent pas la surveillance des effets non intentionnels de pesticides.

La littérature scientifique

Impacts sur la végétation de bordures de champs

La majorité des incidents impliquant des espèces végétales qui se sont produits par le passé mettaient en cause des herbicides de la famille des phénoxy-alcanoides tels que le mecoprop, le MCPA et le 2,4-D, utilisés sur céréales (Elliot & Wilson, 1983 in Follak & Hurle, 2003), bien que des herbicides appartenant à d'autres familles chimiques puissent être tout aussi actifs (pour une revue, voir Poster, 1986 in Follak & Hurle, 2003).

Dans la plupart des cas, il n'y a pas de certitude sur le fait de savoir si les molécules responsables proviennent de la dérive de pulvérisation ou de phénomènes de volatilisation à partir de la culture après traitement.

Sur le terrain, les effets des pesticides sur la végétation non visée sont le plus souvent recensés, et recherchés, en bordures des parcelles traitées (Unsworth *et al.*, 1999). Ces zones sont effet les plus exposées aux produits qui sortent de la parcelle, et peuvent même éventuellement faire fonction d'écran, total ou partiel, à ces transferts. C'est ainsi qu'une absorption significative de divers produits dans les feuilles, pouvant atteindre des concentrations écotoxicologiquement pertinentes, a été mise en évidence dans des haies (Kloppel & Kordel, 1997, in Unsworth *et al.*, 1999). Des investigations en bordures de champs, conduites dans le Sussex (Royaume-Uni), ont mis en évidence des corrélations négatives entre l'abondance de dicotylédones et l'usage d'herbicides anti-dicotylédones, ainsi qu'entre l'abondance de plantes non-cibles et l'usage d'herbicides à large spectre (Ewald & Aebischer, 1999, in Stoate *et al.*, 2001). La diversité floristique, concentrée en bordure des champs, se trouve ainsi très souvent réduite par l'usage systématique d'herbicides (Chiverton & Sotherton, 1991, in Stoate *et al.*, 2001). Par exemple, l'utilisation d'herbicides dans les surfaces arables s'est traduite par une réduction de la diversité allant jusqu'à 50% dans les zones directement adjacentes aux champs traités (de Snoo & van der Poll, 1999 in Liess *et al.*, 2005). Les effets étaient comparativement assez faibles dans des zones plus éloignées recevant une dérive de pulvérisation réduite à 5, voire moins de 0,1% de la dose d'herbicide appliquée. Outre une réduction de la diversité, des signes de phytotoxicité et des retards de croissance ont été observés, qui auraient pu être évités si des zones tampon avaient été mises en place. Il est à noter que cette étude, conduite sur plusieurs années, a permis de mettre en évidence une récupération des populations végétales affectées dans tous les cas dans un délai de un an.

Dans leur synthèse publiée en 2005, Hole *et al.* ont relevé 10 études qui ont spécifiquement comparé les populations de plantes non cultivées dans des systèmes de cultures biologiques et conventionnels. Des données sur la diversité végétale existent dans cinq autres études centrées sur des populations d'insectes. A l'exception de Weibull *et al.* (2003, in Hole *et al.*, 2005), tous les auteurs constatent une abondance et une richesse spécifiques accrues dans les systèmes de culture biologique, indépendamment de la nature de la culture (voir par exemple Aude *et al.*, 2003). Ces différences étaient plus marquées pour les espèces végétales à feuilles larges (Hald, 1999, Kay & Gregory, 1998 et Moreby *et al.*, 1994, in Hole *et al.*, 2005), suggérant une tolérance moindre de ces espèces à un contrôle intensif des adventices (Hyvonen *et al.*, 2003, Kay & Gregory, 1998, 1999, Moreby *et al.*,

1994 et Rydberg & Millberg, 2000, in Hole *et al.*, 2005). Quelques inventaires ont mis en évidence la présence d'un plus grand nombre d'espèces rares ou en voie de disparition dans les systèmes biologiques (Frieben & Kopte, 1995, Kay & Gregory, 1998, 1999 et Rydberg & Millberg, 2000, in Hole *et al.*, 2005).

Exceptionnellement, une abondance moins importante a parfois été constatée dans les systèmes de culture biologique (Brooks *et al.*, 1995, in Hole *et al.*, 2005), en raison du désherbage mécanique effectué dans ces systèmes, lequel peut être intensif (Pullen & Cowell, 1997, in Hole *et al.*, 2005). L'introduction de trèfle et de ray-grass dans les rotations peut conduire à des observations identiques (Welsh *et al.*, 1999, in Hole *et al.*, 2005).

Les différences dans la composition de la végétation entre les systèmes de culture semblent être moins marquées dans les zones de prairies (Frieben & Kopte, 1995, Younie & Armstrong, 1995 in Hole *et al.*, 2005) bien qu'un plus grand nombre d'espèces et une richesse spécifique plus importante aient été observés dans les systèmes de culture biologique (Frieben & Kopte, 1995). Ceci a été attribué au délai nécessaire à la recolonisation par les végétaux lorsqu'un système conduit de façon intensive est ultérieurement converti en système biologique.

Les effets des pesticides sur la végétation sont plus rarement attribués à un transport à longue distance. Les mesures disponibles de concentrations en produits dans l'eau de pluie indiquent un niveau de concentration relativement faible (de l'ordre du µg/L), et souvent très inférieur au seuil d'effet déterminé au laboratoire pour ces mêmes produits sur des espèces terrestres et aquatiques (Hurle & Oberwalder, 1992, in Unsworth *et al.*, 1999). Aussi, des impacts à longue distance n'ont-ils été associés *in situ* qu'à des substances de type auxines, aux seuils d'effets très bas.

Pourtant, le seuil d'effet de certains produits sur les espèces végétales peut être assez bas. Des effets sur le métabolisme (Breeze, 1993 et Scheizer & Hurle, 1999 in Follak et Hurle, 2003) et la croissance (Franzaring *et al.*, 2001, in Follak & Hurle, 2003) ont été observés pour des plantes exposées au laboratoire à des doses sublétales de chlorpropham ou d'ethofumesate, de l'ordre de celles qui sont ré-émises après application. Le phénomène a été reproduit, toujours en laboratoire, avec des phénoxy alcanoides (Busey *et al.*, 2003) et d'autres substances (Follak & Hurle, 2003). Chez les espèces sensibles, des symptômes de phytotoxicité peuvent être observés après exposition à des doses très faibles (i.e. de l'ordre de 10⁻⁵ fois la dose appliquée sur les cultures ; Breeze, 1990 in Unsworth *et al.*, 1999).

Le respect d'une bande non traitée en bordure de champ s'est souvent traduit par des effets bénéfiques sur l'abondance des plantes non cibles extérieures aux parcelles (Schumacher, 1984, Chiverton & Sotherton, 1991, Hald *et al.*, 1994 et de Snoo, 1997, in Stoate *et al.*, 2001). L'efficacité de ces zones tampons dépend de nombreux facteurs à commencer par la nature du produit lui-même. Ainsi, les bénéfices peuvent être significatifs dès 5 m de largeur (Boutin *et al.*, 1994, in Mc Laughling & Mineau, 1995) même si dans certains cas une largeur de 16 (de Jong & de Haes, 2001) ou de 20 m (Marrs *et al.*, 1999 in de Jong & de Haes, 2001) n'est pas suffisante pour éviter tout impact. Une revue du rôle écologique et protecteur joué par les bordures de champs aménagées a été proposée par Marshall & Moonen (2002).

Impact sur des plantes cultivées

Des cas d'impacts sur des plantes cultivées bordant les parcelles ont été recensés dans la littérature. Dans l'État de Washington (États-Unis), des dommages liés à l'application de 2,4-D dont les résidus étaient véhiculés par l'air ont été observés dans des vignes (Felsot *et al.*, 1996, in Unsworth *et al.*, 1999). Gilbey *et al.* (1984, in Unsworth *et al.*, 1999) et Sandman *et al.* (1996, in Unsworth *et al.*, 1999) ont mis en évidence des impacts à longue distance de ce même herbicide sur des plants de tomates et d'autres légumes.

Impact sur les arbres et forêts

Le nombre d'études ayant porté sur les impacts des produits phytopharmaceutiques sur les forêts est trop faible pour dresser un bilan exhaustif.

Les investigations effectuées ont essentiellement porté sur la recherche, souvent a posteriori, des molécules responsables des dommages observés sur la végétation, comme par exemple en Italie

(Trevisan *et al.*, 1993). C'est ainsi que des concentrations importantes en molécules de diverses familles (atrazine, 2,4-D, diazinon, trifluraline, alachlore) ont été retrouvées dans les eaux de pluies, et corrélées aux dommages observés.

Les études conduites *in situ* afin de comprendre l'origine des dommages ne permettent pas toujours de reproduire les effets observés par ailleurs. Evans *et al.* (1994, *in* Unsworth *et al.*, 1999) ont par exemple tenté d'identifier les cibles physiologiques de divers pesticides sur deux espèces d'arbres, le charme commun (*Carpinus betulus* L.) et le hêtre (*Fagus sylvaticus* L.). Des dysfonctionnement de la conductance stomacale, de la transpiration, de la photosynthèse et de la chlorophylle ont été mis en évidence, sur des arbres exposés via l'eau d'irrigation aux produits suspectés, mais à des concentrations plus élevées que celles mesurées dans les pluies.

Les travaux récents de Bernhardt & Ruck (2004) apportent un éclairage différent sur les processus de contamination des forêts par les pesticides. Leurs analyses, qui incluent les eaux de pluie et les précipitations qui atteignent le sol des forêts en lessivant la canopée, ont mis en évidence des concentrations en pesticides nettement plus élevées (50 à 70 fois) dans ces dernières. Ils en ont déduit que la canopée jouait un rôle de filtre, qui récupère des résidus secs de pesticides véhiculés par l'air, résidus qui sont ensuite redéposés au sol (lequel joue alors un rôle de puits) par les pluies. La concentration dans la canopée de ces substances (les analyses de Bernhardt & Ruck mentionnent par exemple le metolachlore, l'isoproturon, et la terbuthylazine) peut expliquer certains des dommages qui ont été observés en forêts et que les suivis d'eaux de pluies ne permettaient pas d'expliquer.

Les dommages observés peuvent ne pas être imputables aux seuls herbicides. Des études récentes ont en effet mis en évidence une réduction de l'assimilation du CO₂ par des arbres (pommiers) soumis à des traitements insecticides et fongicides, appliqués en mélange, comme cela est souvent le cas dans la pratique (Untiedt & Blanke, 2004). Les effets étaient de l'ordre de 6 à 9% (inhibition) sur la photosynthèse et de 15 à 72% (augmentation) sur la respiration à l'obscurité, selon le mélange appliqué. Cette étude, conduite en verger, est la seule à avoir abordé les effets potentiels de composés autres qu'herbicides *in situ* et à avoir tenté d'en expliquer les mécanismes. Les conséquences de ces observations en termes de croissance n'ont pas été abordées par les auteurs.

Enfin, la pérennité de ces espèces végétales a motivé quelques recherches centrées sur les possibilités d'effets à long terme via des processus de bioaccumulation. Une propension à la bioaccumulation a été démontrée pour certaines substances lors de mesures de résidus effectuées sur des feuilles de pin (Aston & Seiber, 1996, *in* Unsworth *et al.*, 1999).

Les autres causes

Mulugeta & Stoltenberg (1997, *in* Holland, 2004) ont observé que la nature des espèces végétales dominantes dans un système dépend à la fois du travail du sol, de la rotation et des apports d'herbicides. D'autres facteurs peuvent intervenir dans les écosystèmes agricoles, comme l'irrigation et le drainage.

Le travail du sol

Le travail superficiel du sol favorise plutôt les espèces pérennes et annuelles qui ne requièrent pas un enfouissement des graines (Chancellor & Fround-Williams, 1986, *in* Holland, 2004).

Le drainage et l'irrigation

Le drainage et l'irrigation, en influant sur la hauteur des nappes d'eau et sur les zones humides connectées, peuvent exercer une action directe sur la flore, comme sur la faune (de Boer & Reyriink, 1989, *in* Stoate *et al.*, 2001). Le drainage à des fins d'irrigation a été associé à l'extinction locale de certaines espèces végétales telles *Armeria arcuata* (Moreira *et al.*, 1996b, *in* Stoate *et al.*, 2001).

Les plantes génétiquement modifiées

La question de l'impact de la conduite de cultures génétiquement modifiées en vue de leur conférer une résistance au glyphosate sur la diversité floristique (et faunistique) a été abordée dans une étude, conduite dans des cultures de betterave fourragère (Strandberg *et al.*, 2005). L'étude a été reproduite à

des endroits différents (8 sites, au Danemark) et a inclus des suivis de trois ans. Les résultats indiquent un effet négatif des traitements herbicides appliqués sur les cultures de betterave génétiquement modifiées par comparaison aux traitements appliqués sur les cultures conventionnelles, avec des réductions de diversité des plantes et des graines, ainsi que des réduction de la biomasse végétale. La date à laquelle la première application de glyphosate est réalisée, qui conditionne la durée de la période "sans intrant herbicide" s'avère déterminante pour la diversité floristique. Dans des essais pluriannuels réalisés en Argentine avec des cultures de soja génétiquement modifié, il a été montré que la diversité des adventices immédiatement avant l'application de glyphosate diminuait ou restait stable d'année en année (Vitta *et al.*, 2004). En revanche, une augmentation significative de la diversité au moment de la récolte a été observée, qui serait associée au développement d'espèces plus tolérantes au glyphosate que les adventices habituelles ou d'espèces plus tardives. Il est toutefois trop tôt pour pouvoir en tirer des conclusions quant à l'évolution à long terme du cortège d'adventices dans les zones où le soja génétiquement modifié est cultivé.

Bilan

L'exposition des espèces végétales à des produits phytopharmaceutiques appliqués en agriculture est réelle, et ce même en dehors des zones cultivées. Les mécanismes majeurs dans l'exposition des espèces végétales sont cependant peu documentés. Les phénomènes de transferts atmosphériques de dérive des brumes de pulvérisation, des poussières de traitement de semences ou de granules et de volatilisation après application sont mentionnés comme étant les plus importants et font l'objet de recherches. Les transferts *via* le sol sont le plus souvent étudiés à des fins de quantification des transferts par les eaux de surface mais l'exposition d'espèces végétales par cette voie, bien que plausible, n'a pas été décrite jusqu'à présent dans la littérature. Ainsi, la part de l'exposition *via* les racines dans les impacts observés en bordures de champ est-elle méconnue. En ce qui concerne les forêts, les travaux de Bernhardt & Ruck (2004) mettent en évidence des phénomènes de rétention des pesticides atmosphériques par la canopée. Cette observation repose la question, considérée comme mineure jusque là (voir par exemple Unsworth *et al.*, 1999) des impacts des pesticides à moyenne ou longue distance des zones sur lesquelles ils sont appliqués.

L'état des lieux des impacts des pesticides sur la flore, dans la limite de ce qu'il est possible de déduire de la littérature disponible, est disparate. La communauté scientifique s'accorde néanmoins sur une réduction de la biodiversité floristique, associée sinon aux pesticides, tout au moins à l'évolution des pratiques agricoles au cours des dernières décennies. L'identification des pratiques et des substances responsables est d'autant plus difficile à réaliser aujourd'hui qu'il n'existe pas de réseau de surveillance dédié. Le lien avec l'usage des phytosanitaires est néanmoins clairement établi dans les zones de bordure de champs, certaines études ayant pu établir des gradients d'effets diminuant avec la distance à la zone traitée. Il s'agit dans tous les cas d'effets directs, essentiellement liés à l'utilisation d'herbicides. Cependant, l'utilisation conjointe d'insecticides et de fongicides peut présenter une phytotoxicité observée au champ, dont la pertinence écologique reste à être établie, mais susceptible de contribuer aux dommages observés.

Le Tableau 3.3-5 récapitule les observations concernant les effets des pesticides sur la flore, et liste les facteurs ou les pratiques susceptibles d'exercer des effets sur les communautés végétales en zone agricole.

Tableau 3.3-5. Récapitulatif des connaissances existantes sur les effets des pesticides sur la flore.

Espèces végétales	État des données*	Effet des pesticides	Paramètres confondants	Aspects non documentés
Cultivées (en parcelles traitées)	+	Non renseigné dans la littérature. Toute phytotoxicité d'un produit pour la culture cible est quoi qu'il en soit préjudiciable	-	-
Cultivées (en bordure)	+	Négatif	Non renseignés	Analyse par type de produits, modalités de transfert vers les milieux
Zones de bordures	++	Négatif, neutre	Relations trophiques avec la culture	Analyse par type de produits, modalités de transfert vers les milieux
Forêts	+	Non renseigné	Non renseignés	Analyse par type de produits, modalités de transfert vers les milieux

*+: données fragmentaires ; ++: données incomplètes pour dresser un état des lieux

3.3.2.5. Idées essentielles

- Les différents groupes d'organismes présentent un statut inégal quant à leur représentativité, pour les institutions et le grand public, des impacts des substances chimiques, dont les pesticides, sur l'environnement. Ce phénomène est également vrai au sein même d'un groupe d'organismes. Ces statuts différents expliquent les différences importantes de connaissances acquises sur les groupes d'organismes étudiés dans cette synthèse.

- L'exposition des écosystèmes terrestres aux pesticides est réelle, et concerne tous les milieux et tous les groupes d'organismes. Cette idée est à comprendre au sens qu'aucun groupe d'organisme n'a été décrit comme étant *a priori* non concerné par une exposition à un moment donné.

- L'état des lieux concernant les vertébrés, et en particulier les oiseaux, illustre la possibilité d'impacts des pesticides sur des populations non exposées directement, par le jeu d'effets indirects, notamment *via* la raréfaction de la ressource alimentaire. Le seul suivi des niveaux de contamination ne saurait donc être suffisant pour anticiper d'éventuels dommages environnementaux.

- De même, une faible sensibilité d'un groupe d'organisme ne peut garantir l'absence d'effets, pour les mêmes raisons.

- Le déclin, dans les écosystèmes cultivés, concernant l'ensemble des organismes non visés par les pesticides fait l'objet d'un consensus au sein de la communauté scientifique, même si tous les groupes d'organismes ne font pas l'objet de suivis par des réseaux de surveillance dédiés. A l'heure actuelle, seuls les vertébrés (à l'exception toutefois des reptiles) et les abeilles font l'objet de recensements des populations, la plupart du temps suite à des incidents. Il ne s'agit pas à proprement parler d'une veille écologique des communautés des écosystèmes agricoles.

- Ce déclin coïncide en général avec l'intensification de l'agriculture, voire avec l'utilisation plus ou moins importante de certains types de produits (*i.e.* herbicides, insecticides, etc.) sans qu'il soit possible, dans la majorité des cas, d'identifier le ou les produits responsables et d'en expliquer le mécanisme. Ce constat tient à l'absence de réseau de surveillance, et donc de possibilité d'acquérir un recul sur l'utilisation des produits, mais aussi de l'action conjointe d'un grand nombre de facteurs de confusion à relier aux pratiques culturales, à la structure du paysage, et aux traits écologiques caractérisant les espèces.

- Il est quasiment impossible de déduire les conséquences des déclins observés sur les bénéfiques, identifiés pour l'environnement, liés à la préservation des organismes non visés. Ainsi, il est impossible de dire si les impacts sur les micro-organismes du sol correspondent ou non à des pertes de fonctions du sol et si cela a des conséquences sur sa fertilité. La question des bénéfiques liés à la

préservation des arthropodes utiles, dont pollinisateurs, ou encore des vertébrés se pose de la même manière. Ces aspects sont très rarement abordés par la communauté scientifique, du fait de leur complexité et des moyens expérimentaux nécessaires à leur analyse.

- Des aménagements des zones cultivées visant à augmenter la diversité culturelle, à favoriser la circulation des organismes et à fournir des zones refuges permettent de limiter les impacts des pesticides mesurés sur les communautés, et ce pour tous les groupes d'organismes. Des recherches, qui relèvent de l'écologie du paysage, ont été initiées pour mieux définir les modalités d'efficacité de ces aménagements, et mieux prédire la réponse des espèces, en termes de présence dans les écosystèmes. Cependant, les connaissances acquises n'ont pas encore permis d'atteindre cet objectif.

- De même, le retour à des conduites culturales comportant une réduction des intrants peut conduire à un regain de biodiversité. Les études sur ce sujet n'ont malheureusement porté que sur un nombre limité d'organismes et de cultures.

- La conduite de cultures génétiquement modifiées, notamment pour des résistances à des herbicides, peut conduire à des impacts sur certains groupes d'organismes, en raison de l'application sur la culture de quantités plus importantes du produit concerné. Il n'y a pas réellement de retour de terrain sur la mise en place de cultures génétiquement modifiées pour la production de protéines insecticides.

- Sur le plan des connaissances, il y a un déficit très important en terme d'études de terrain permettant d'apporter des réponses sur la nature des agents de stress à l'origine des constats écologiques effectués. Un effort de recherche sur des aspects intégrateurs de l'écotoxicologie, abordant les impacts des pesticides à l'échelle des écosystèmes et incluant l'analyse des modalités d'exposition aux différents niveaux du réseau trophique et l'analyse des réponses (directes et indirectes) des populations et des communautés est nécessaire, afin de développer des outils réellement prédictifs des impacts des pesticides et de proposer des moyens efficaces pour limiter ces impacts.

3.3.3. Les écosystèmes aquatiques

3.3.3.1. L'exposition des organismes

Les milieux aquatiques sont typiquement des milieux extérieurs aux zones agricoles traitées et en principe ils ne devraient donc pas recevoir directement de pesticides (à l'exception notable des traitements de rizières et des applications destinées à l'entretien des milieux aquatiques eux-mêmes). Dans la réalité, il est fréquent qu'une contamination se produise, que ce soit directement (dérive des brouillards de pulvérisation, re-dépôt de molécules véhiculées par l'air après traitement ; voir par exemple Ross *et al.*, 1990 ; Epple *et al.*, 2002 ; Siebers *et al.*, 2003 ; Padovani & Capri, 2005), soit *via* un transfert par le sol (érosion, ruissellement, drainage ; voir par exemple Kreuger, 1998 ; Kladvivko *et al.*, 2001).

Les voies de transfert et les propriétés des substances conditionnent l'état (dissous ou adsorbé à des particules) dans lequel les pesticides arrivent dans les milieux aquatiques. La forme chimique des molécules peut fortement conditionner leur biodisponibilité (et donc fréquemment leur toxicité) pour les organismes aquatiques (Knezovich *et al.*, 1987 ; Phyu *et al.*, 2004). Tous les groupes d'organismes aquatiques ne sont pas exposés de la même façon, en fonction de leurs caractéristiques anatomiques, physiologiques et écologiques (habitat, ressources alimentaires utilisées, etc.).

Dans la plupart des analyses publiées sur l'état de la contamination des eaux douces par les pesticides, ce sont les herbicides qui apparaissent comme étant les contaminants les plus fréquents (voir par exemple Kreuger, 1998 ; IFEN, 2000, 2002, 2003, 2004). Ceci est lié à la fois aux propriétés de ces substances (DT50, solubilité dans l'eau) et aux caractéristiques de leur utilisation (tonnage commercialisé, mais aussi période d'application et dose d'emploi). Cette prédominance des herbicides dans le panorama de la contamination générale de l'environnement aquatique ne doit pas faire oublier que d'autres substances actives peuvent être présentes localement et plus ou moins brièvement à des niveaux de concentration qui présentent des risques importants pour les organismes aquatiques (Kreuger, 1998). Une synthèse récente des études portant sur la présence et l'impact des insecticides

dans les eaux superficielles suite à leur utilisation en agriculture a ainsi montré que la concentration de ces substances pouvait parfois être très importante ($> 10 \mu\text{g/l}$; Schulz, 2004).

Les apports de pesticides dans les milieux aquatiques situés en zone rurale se caractérisent fréquemment par une importante hétérogénéité temporelle, des pics de pollution se produisant par exemple juste après des épisodes pluvieux ou lors de crues (Spalding & Snow, 1989 ; Schulz, 2001 ; Neumann *et al.*, 2003). Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans les fossés et canaux de drainage (Neumann *et al.*, 2003), les pesticides étant alors apportés par les drains (Kladivko *et al.*, 1999, 2001 ; Gentry *et al.*, 2000) et/ou par ruissellement (Schulz *et al.*, 1998). Qu'il s'agisse d'herbicides ou d'insecticides, la contamination des eaux de surface est d'autant plus élevée que la surface des bassins versants est faible (Kreuger & Brink, 1988 ; Schulz, 2004 ; Figure 3.3-2.).

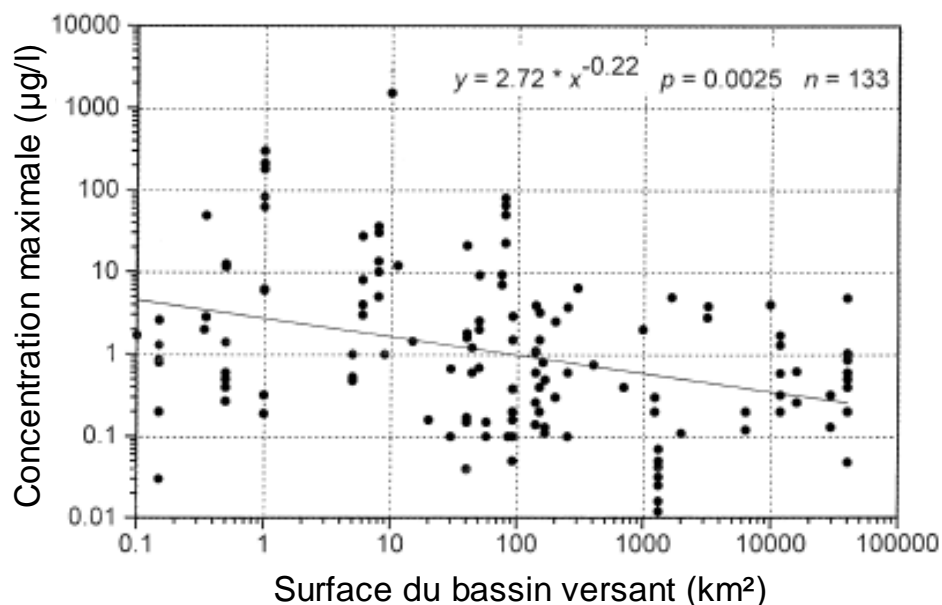


Figure 3.3-2. Relation entre la surface du bassin versant et la concentration maximale en insecticide mesurée dans l'eau de rivières (d'après les données de divers auteurs compilées par Schulz, 2004).

Il existe de nombreuses études réalisées en milieu naturel dans lesquelles des impacts possibles des pesticides ont été observés mais pour lesquelles aucune mesure fiable des niveaux d'exposition des organismes n'a été réalisée (Schulz, 2004 ; Liess *et al.*, 2005). Dans ces cas, il est impossible de faire un lien entre les effets biologiques mesurés et la contamination des milieux par les pesticides.

Au niveau européen, l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques prévoit, si nécessaire, des scénarios d'exposition qui intègrent des mesures de réduction du risque par réduction des transferts vers les eaux de surface (Directive 91/414/EC, 2004 ; Focus, 2004). La mise en pratique de ces mesures (utilisation de buses anti-dérive pour les pulvérisateurs, respect de zones non traitées en bordure des milieux aquatiques) au sein des États Membres est prévue par la Commission Européenne et fait partie des mesures à prendre dans le cadre du principe de reconnaissance mutuelle qui régit la commercialisation des produits phytopharmaceutiques. En France, la gestion des risques se concrétise par la proposition de zones non traitées apparaissant progressivement sur les étiquettes. Aucun dispositif de suivi n'est à notre connaissance mis en œuvre pour accompagner ces mesures de gestion, notamment en terme d'étude de l'impact des pesticides dans les milieux aquatiques.

Quelle que soit la substance, les conséquences de l'exposition sur les organismes aquatiques peuvent découler d'effets directs ou indirects, ou de la combinaison des deux types d'effets. Dans ce qui suit, nous allons tout d'abord présenter successivement l'état des connaissances sur les effets directs des pesticides sur les quatre compartiments pour lesquels des données provenant d'études de terrain sont disponibles : producteurs primaires, zooplancton-macrobenthos, poissons et amphibiens. Dans certains cas il sera fait référence aux résultats d'études en conditions expérimentales (cosmes), mais

uniquement lorsqu'ils permettent de comprendre les phénomènes qui surviennent dans les milieux naturels. Les résultats de tests de laboratoire n'ont pas été pris en compte dans cette synthèse car leur représentativité vis-à-vis de ce qui peut se produire dans l'environnement est très faible.

Dans une seconde partie, nous évoquerons les effets des pesticides sur les réseaux trophiques aquatiques, afin d'illustrer le concept d'effets indirects, car c'est pour les milieux aquatiques qu'il y a le plus de données disponibles à ce sujet.

3.3.3.2. Impact sur les producteurs primaires

L'état des lieux écologique

Dans les milieux aquatiques, la production primaire est assurée par des micro-organismes photosynthétiques (microalgues, cyanobactéries) qui peuvent vivre dans la colonne d'eau (phytoplancton) ou former des biofilms à la surface de divers substrats (périphyton), ainsi que par des végétaux macrophytes (macro-algues, algues filamenteuses, bryophytes, plantes vasculaires). L'abondance de ces différents groupes et leur importance relative dans la productivité des milieux aquatiques dépendent de très nombreux facteurs abiotiques et biotiques (hydrologie et hydrodynamique, éclaircissement, degré de trophie, présence de consommateurs, etc. ; voir par exemple Carpenter & Lodge, 1986 ; Wetzel, 2001 ; Padisak, 2003 ; Pokorny & Kvet, 2003). Quel que soit le milieu considéré, ces organismes sont à la base du fonctionnement des réseaux trophiques et des écosystèmes aquatiques continentaux et côtiers.

Les réseaux de surveillance

Il n'existe pas à notre connaissance de réseau de surveillance destiné à mettre en évidence les impacts des pesticides sur les producteurs primaires aquatiques.

Des indices basés sur les diatomées et sur les macrophytes ont été mis au point et certains sont normalisés en France (normes AFNOR NF T 90-354 pour l'Indice Biologique Diatomées ou IBD et NF T90-395 pour l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière ou IBMR ; AFNOR, 2000, 2003). Ces indices font partie des outils de biosurveillance de la qualité des eaux de surface susceptibles d'être utilisés pour caractériser les eaux courantes. Dans le cas des diatomées, il convient de signaler l'existence d'un autre indice, l'Indice de Polluo-sensibilité Spécifique (IPS) qui nécessite de prendre en compte beaucoup plus de taxons que l'IBD. A terme et moyennant quelques adaptations, ces indices devraient être intégrés dans la panoplie des outils utilisables pour évaluer la qualité écologique des cours d'eau dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Directive 2000/60/EC, 2000). Il ne semble pas y avoir eu jusqu'à présent de travaux destinés à mettre en évidence des relations entre les valeurs prises par ces indices et la présence de pesticides dans l'eau.

Il existe en France un réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines en milieu côtier (REPHY) qui est géré par l'Ifremer. Créé en 1984, ce réseau a pour mission d'observer l'ensemble des espèces phytoplanctoniques des eaux côtières et de recenser les événements tels que les eaux colorées, les efflorescences exceptionnelles et les proliférations d'espèces toxiques ou nuisibles pour la faune marine. Il surveille plus particulièrement les espèces susceptibles de produire des toxines dangereuses pour les consommateurs de coquillages (Ifremer, 2004). Jusqu'à présent, il n'y a jamais eu de tentative pour relier les observations réalisées par le REPHY avec des mesures de la contamination des eaux côtières par les pesticides.

La littérature scientifique

De par leur homologie structurale et fonctionnelle avec les cibles visées par les herbicides, les producteurs primaires aquatiques sont susceptibles d'être négativement affectés par ces substances. Leur sensibilité est d'ailleurs mise à profit dans le cadre des dossiers d'homologation des substances

actives au travers, par exemple, de tests de toxicité réalisés sur des cultures algales *in vitro*, que ce soit avec des espèces d'eau douce ou avec des espèces marines (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Skeletonema costatum*, *Phaeodactylum tricorutum*, etc. ; Nyholm & Källqvist, 1989 ; Blaise, 1993 ; Lewis, 1993 ; Klaine & Lewis, 1995, Directive 91/414/EC, 2004). En ce qui concerne les macrophytes aquatiques, les tests sont fréquemment réalisés sur des Lemnacées (*Lemna minor* par exemple ; Wang, 1990, 1992) pour l'eau douce et diverses espèces de macroalgues pour le milieu marin (*Champia parvula*, *Macrocystis pyrifera*, etc. ; Thursby *et al.*, 1993 ; Eklund & Kautsky, 2003). Il existe des bases de données (AGRITOX, AQUIRE, etc.) qui renferment de très nombreuses informations sur la sensibilité de ces organismes à la plupart des pesticides. Par ailleurs, le phytoplancton et le périphyton sont fréquemment étudiés dans le cadre des expérimentations en cosmes (Brock & Budde, 1994 ; Brock *et al.*, 2000a, 2000b ; Caquet *et al.*, 2000).

La mise en évidence d'effets dans les milieux naturels est très difficile. L'introduction d'herbicides dans les milieux aquatiques peut s'accompagner de modifications de la structure des communautés de producteurs primaires liées à la disparition/raréfaction des espèces sensibles. Ces modifications peuvent concerner aussi bien les microalgues que les macrophytes. Il est alors possible que des espèces opportunistes et/ou tolérantes occupent les niches écologiques laissées vacantes par des espèces plus sensibles et se mettent à proliférer. C'est par exemple le cas des cyanobactéries qui se développent au détriment des algues vertes (Goldsborough & Robinson, 1986 ; Herman *et al.*, 1986 ; Hamilton *et al.*, 1987 ; Gurney & Robinson, 1989), des algues (au sens large) qui profitent de la diminution de l'ombrage et de la compétition pour les nutriments suite à la réduction de l'abondance des macrophytes (Adamus, 1996) ou des Characeae et des lentilles d'eau qui remplacent les macrophytes sensibles (Murphy & Barrett, 1990). Il convient de signaler que jusqu'à présent le rôle des pesticides dans le déterminisme des efflorescences nocives (cyanobactéries ou dinoflagellés toxiques par exemple) n'a pas été démontré.

Dans certains cas, les modifications de l'abondance des espèces algales pourraient s'accompagner d'une altération de la fonctionnalité du phytoplancton, avec comme conséquence une réduction de l'activité photosynthétique. Si des observations de ce type ont parfois été réalisées dans des systèmes expérimentaux, il n'en est pas de même dans les milieux naturels. Cette réduction n'est de toute façon vraisemblablement pas systématique, les espèces sensibles pouvant être remplacées par des espèces tolérantes qui présentent une biomasse et/ou une activité photosynthétique équivalente (phénomène de redondance fonctionnelle ; Fairchild *et al.*, 1994).

Certaines espèces tolérantes peuvent être favorisées par la disparition des espèces concurrentes plus sensibles, ce qui peut parfois se traduire par leur prédominance au sein de la communauté. La sensibilité de la communauté à la substance responsable de cette modification de structure est alors plus faible (*Pollution-Induced Community Tolerance* ou PICT ; Blanck *et al.*, 1988). Outre le remplacement des espèces sensibles par des espèces tolérantes, cet accroissement de la tolérance des communautés dans les milieux contaminés peut avoir des origines multiples : adaptations physiologiques ou génétiques au niveau des espèces, sélection au sein des populations, etc. Une augmentation de la tolérance à certaines substances a été observée au sein de communautés algales aussi bien dans des systèmes expérimentaux que dans des milieux naturels (revue *in* Bérard *et al.*, 2002). En ce qui concerne les pesticides, une augmentation de la tolérance chez des communautés algales naturelles a été mise en évidence pour le cuivre et pour divers herbicides inhibiteurs du photosystème II (triazines par exemple ; Wangberg, 1995 ; Korthals *et al.*, 1996 ; Bérard *et al.*, 1998 ; Guasch *et al.*, 1999 ; Nyström *et al.*, 1999). La méthode PICT a d'ailleurs parfois été proposée comme outil de biosurveillance de la qualité des milieux aquatiques (voir section 3.4).

Il existe de fortes présomptions sur le fait que les herbicides qui parviennent au niveau des estuaires pourraient causer une dégradation des zones humides littorales. Au Royaume-Uni, les zones humides de l'est et du sud de l'Angleterre se dégradent depuis plusieurs années, du fait d'une érosion accrue (Harsworth & Long, 1986 ; Legget *et al.*, 1995). Des analyses de pesticides réalisées dans ces zones ont mis en évidence la présence d'herbicides (triazines en particulier) et de leurs produits de dégradation (Fletcher *et al.*, 1994 ; Meakins *et al.*, 1995 ; Legget *et al.*, 1995). Cette dégradation découlerait d'impacts sur les diatomées épibenthiques et sur les plantes supérieures. Les diatomées qui

vivent à la surface des sédiments des zones estuariennes sécrètent des exopolysaccharides (EPS) qui jouent un rôle important dans la stabilisation des sédiments (biostabilisation) en augmentant leur résistance à l'érosion et en facilitant l'installation des macrophytes (voir par exemple Underwood, 1997 ; Smith & Underwood, 1998). Sous l'influence des herbicides, les diatomées sécrèteraient moins d'EPS, ce qui entraînerait une diminution de la stabilité des sédiments, lesquels seraient alors plus sensibles à l'érosion marine. Par ailleurs, les sédiments seraient plus facilement remis en suspension dans les zones contaminées par les herbicides, avec pour conséquence une augmentation de l'importance des dépôts de particules fines sur les macrophytes. Ce dépôt, nuisible à la photosynthèse, s'ajouterait aux effets toxiques directs des herbicides sur la croissance et la survie des plantes supérieures (Mason *et al.*, 2003).

Les autres causes

Les différents groupes de producteurs primaires aquatiques sont particulièrement sensibles aux conséquences des activités agricoles, et notamment aux apports de nutriments (azote et phosphore) qui peuvent entraîner la prolifération de certaines espèces. Ce phénomène d'eutrophisation accélérée ("*cultural eutrophication*") affecte aussi bien les milieux stagnants que les milieux d'eau courante ou les milieux côtiers (voir par exemple Kitsiou & Karydis, 2000 ; Pinckney *et al.*, 2001 ; de Jonge *et al.*, 2002 ; Pretty *et al.*, 2003). Il s'accompagne parfois d'efflorescences de phytoplancton, souvent toxiques (cyanobactéries en milieu continental, dinoflagellés en milieu marin), ou de la prolifération de macroalgues ("marées vertes" ; Anderson & Garrison, 1997 ; Roelke & Buyukates, 2001). Des phénomènes d'invasion des milieux aquatiques sont aussi observés de façon fréquente (myriophylle, jussie, caulerpe, etc. ; Ashton & Mitchell, 1989 ; Callaway & Aschehoug, 2000), avec dans la plupart des cas un déterminisme lié aux activités humaines mais généralement non liée à l'agriculture.

La prépondérance du rôle des nutriments d'origine agricole dans le déterminisme des dysfonctionnements des communautés végétales aquatiques peut occulter l'impact des pesticides, la prise en compte simultanée des deux facteurs étant relativement récente (Koelmans *et al.*, 2001). Au cours d'une étude réalisée en Toscane, Sbrilli *et al.* (2005), ont évalué la toxicité d'échantillons d'eaux de surface et d'eaux souterraines pour des cultures d'algues de laboratoire tout en réalisant en parallèle une analyse de la concentration en pesticides dans ces échantillons. Les tests en laboratoire ont montré que seuls 3% des échantillons d'eau superficielle dans lesquelles des pesticides (majoritairement des herbicides) avaient été quantifiés présentaient une toxicité significative pour les algues. En revanche, pour 77% de ces échantillons une stimulation de la croissance algale a été observée en dépit de la présence de pesticides. Cet effet positif est sans doute attribuable à la présence de nutriments dans les échantillons. Les résultats obtenus pour les eaux souterraines sont différents, une toxicité ayant été mise en évidence pour environ 60% des échantillons contenant des pesticides. Selon Sbrilli *et al.* (2005) ceci serait dû au niveau de trophie plus faible des eaux souterraines. Cet exemple montre que dans certains cas les effets stimulants des nutriments sur les producteurs primaires peuvent masquer la toxicité des pesticides (notamment des herbicides) présents dans l'eau.

3.3.3.3. Impact sur les invertébrés (zooplancton et benthos)

L'état des lieux écologique

Les organismes du zooplancton et du benthos (organismes qui vivent à la surface des substrats immergés – plantes, sédiments, etc., ou dans ces substrats) jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en tant que compartiments intermédiaires entre les producteurs primaires et les organismes situés au sommet des réseaux trophiques (poissons, oiseaux ; Pourriot *et al.*, 1982 ; Allan, 1995). Ils représentent fréquemment la biomasse la plus importante dans ces milieux et ils occupent de nombreuses niches écologiques, en particulier d'un point de vue trophique (herbivores, prédateur/parasites, détritivores).

Certaines espèces sont en déclin dans diverses régions d'Europe : odonates (demoiselles et libellules dont les adultes sont aériens mais les larves sont aquatiques), coléoptères, mollusques bivalves, etc.

(IUCN, 2004). Comme dans de nombreux cas, ce déclin est fréquemment associé aux activités humaines (disparition des habitats, altération de la qualité de l'eau, introduction d'espèces, etc.), parmi lesquelles l'agriculture figure en bonne place. De par leur toxicité, certains pesticides peuvent avoir des effets nocifs sur ces organismes. Toutefois, le rôle exact joué par les pesticides dans cette érosion de la biodiversité des invertébrés aquatiques reste à déterminer.

Diverses études réalisées en zone rurale ont montré que l'agriculture avait un impact sur les communautés d'invertébrés aquatiques. Heckman (1981) a comparé la structure des communautés benthiques de rigoles de drainage de la région de Hambourg à la fin des années 1970 avec les données d'un suivi réalisé dans la même région dans les années 1950. Il a clairement mis en évidence une altération de la biodiversité de ces communautés (disparition de près de 80% des espèces de Coléoptères, accroissement de la diversité des Diptères) qu'il a attribué à l'augmentation de l'utilisation de pesticides dans cette région, mais sans aucune mesure de contamination. Lenat (1984) a mis en évidence que les communautés de macro-invertébrés benthiques étaient plus stables et plus diversifiées dans les cours d'eau qui drainent des bassins versants dans lesquels les pratiques agricoles limitent l'érosion des sols cultivés. Sur un échantillon de près de 200 cours d'eau de faible ordre de drainage de l'Ontario, Barton (1996) a démontré que les communautés benthiques les plus perturbées étaient celles qui se développaient dans les cours d'eau qui drainaient des vergers, des vignobles ou des champs de maïs. Il a attribué cette dégradation à la pression liée aux pesticides qui serait plus élevée pour ce type de culture que pour d'autres, mais aucune mesure de contamination n'a été réalisée.

Les réseaux de surveillance

Il n'existe pas de réseau spécifique de surveillance de l'impact des pesticides sur les invertébrés des eaux douces ou côtières.

Le macrobenthos des cours d'eau constitue fréquemment le principal outil de biosurveillance de la qualité de ces milieux. De très nombreux indices de qualité ont été développés depuis les travaux fondateurs de Kolkwitz & Marsson (1902, 1904). En France, l'Indice Biologique Global Normalisé (Norme T90-350 ; AFNOR, 1992) est le dernier en date d'une lignée d'outils qui remonte aux années 1960. Cet indice est notamment mesuré en routine dans le cadre des réseaux de surveillance des agences de l'Eau (RNB). La situation est comparable dans la plupart des autres pays européens (voir par exemple Metcalfe, 1989 ; Rosenberg & Resh, 1992 ; Hering *et al.*, 2004) et ce type d'outil constituera un élément central des dispositifs de surveillance de la qualité écologique des masses d'eau dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE. Des tentatives pour développer des indices de même nature dans les lacs sont à signaler (Lake Biotic Index ; Verneaux *et al.*, 2004). Cette fois encore, ces outils ne sont pas spécifiquement destinés à identifier les problèmes liés à la présence de pesticides.

En milieu marin, il convient de signaler le cas particulier du RNO français, qui repose sur des prélèvements de bivalves (moules, huîtres) utilisés comme espèces sentinelles de la contamination des milieux par divers micropolluants (dont des pesticides organochlorés).

Par ailleurs, un nouveau réseau de surveillance de la qualité de fonds côtiers, le REBENT (Réseau de suivi des biocénoses benthiques) est en cours de mise en place par l'Ifremer dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE (Ifremer, 2004). Il y a eu aussi des efforts récents pour développer des outils permettant l'évaluation de la qualité écologique des milieux côtiers (revue in Muxika *et al.*, 2005), mais aucun n'est spécifique de la pollution par les pesticides. Parmi tous les indices proposés, l'*AZTI Marine Biotic Index* (AMBI) a été testé dans près de 40 sites européens, mais aucun de ces sites n'était caractérisé par une pollution particulière par les pesticides (Muxika *et al.*, 2005).

La littérature scientifique

Différentes espèces planctoniques (*Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia*, etc.) et benthiques (*Chironomus riparius*, *Hyalella azteca*, etc.) sont utilisées en routine pour la réalisation de tests de toxicité (Persoone & Janssen, 1993), notamment dans le cadre des dossiers d'homologation des pesticides (Directive 91/414/EC, 2004). Il existe des bases de données (AGRITOX, AQUIRE, etc.) qui renferment de très nombreuses informations sur la sensibilité de ces organismes, et notamment des

daphnies, à la plupart des pesticides. Par ailleurs, le zooplancton et les invertébrés benthiques sont très fréquemment étudiés dans le cadre des expérimentations en cosmes (Brock & Budde, 1994 ; Brock *et al.*, 2000a, 2000b ; Caquet *et al.*, 2000).

Comme dans le cas des producteurs primaires, l'introduction de pesticides dans les milieux aquatiques peut en théorie s'accompagner de la prolifération d'espèces tolérantes au détriment des espèces sensibles, la conséquence étant une modification de la structure des communautés. Il convient toutefois de signaler que ce type d'observation a jusqu'à présent uniquement été réalisé dans des systèmes expérimentaux (Hanazato, 1998 ; Brock *et al.*, 2000a, 2000b).

Des effets négatifs des pesticides ont parfois été mis en évidence en milieu naturel. Les premières études réalisées sur les effets des pesticides sur les invertébrés aquatiques ont été menées au Canada dans les années 1970 pour évaluer les conséquences de pulvérisations aériennes d'insecticides pour le traitement de zones forestières contre divers ravageurs (tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, par exemple ; Eidt & Sundaram, 1975 ; Symons, 1977) ou de l'introduction de larvicides pour la lutte contre les simulies (Wallace & Hynes, 1975 ; Flannagan *et al.*, 1979 ; Cuffney *et al.*, 1984 ; Wallace *et al.*, 1987, 1989, 1991 ; Sebastien *et al.*, 1989). Le principal effet observé était une augmentation de la dérive des invertébrés. La dérive est un phénomène naturel, qui est amplifié lorsque les invertébrés ne sont plus capables de résister au courant, soit parce qu'ils sont morts, soit parce que leur intoxication s'accompagne d'une hyperactivité ou d'une perte d'efficacité dans leur comportement de protection (maintien dans la couche limite, là où la vitesse du courant est très faible, voir nulle). Son augmentation a fréquemment été observée suite à l'emploi de substances neurotoxiques, et notamment d'inhibiteurs de l'acétylcholinestérase (organophosphorés et carbamates). Il convient de noter que si les organismes qui dérivent sont parfois des animaux morts (Eidt, 1975), ce n'est pas toujours le cas (Morrison & Wells, 1981), l'entraînement des animaux étant souvent dû uniquement à une hyperactivité en réponse à l'exposition à des concentrations non létales de pesticides. En particulier, Flannagan (1975) a montré que dans le cas d'une contamination par le fénitrothion la molécule atteignait le substrat à des concentrations très faibles, voire non détectables. En fait, l'intoxication concernerait surtout des animaux qui sont déjà en train de dériver dans la masse d'eau et qui sont alors incapables de rejoindre le fond, comportement naturel des animaux en dérive (Eidt, 1975). Des observations comparables ont été réalisées dans d'autres régions du globe, notamment au Japon (Yasuno *et al.*, 1981a ; Hatakeyama *et al.*, 1990) et en Afrique de l'Ouest (Everts *et al.*, 1983 ; Yaméogo *et al.*, 1993a, 1993b).

Le Tableau 3.3-6. regroupe les études réalisées en milieu naturel qui ont conclu à l'existence possible mais non prouvée d'un lien entre la présence de pesticides (essentiellement des insecticides) et diverses réponses mesurées sur des espèces ou des communautés d'invertébrés. Dans tous les cas mentionnés dans ce tableau, l'exposition n'a pas été évaluée de façon satisfaisante (nature des substances, concentration et durée d'exposition) pour qu'une relation de causalité puisse être mise en évidence. Dans d'autres études, aucun effet des insecticides n'a été mis en évidence. C'est par exemple le cas avec la cyperméthrine (niveau d'exposition : entre 0,03 et 1,7 µg/L ; Crossland *et al.*, 1982 , Shires & Bennett, 1985).

Tableau 3.3-6. Études de terrain ayant conclu à l'existence d'un lien possible mais non prouvé entre la présence de pesticides (apports par ruissellement, sauf indication contraire) et divers effets sur les invertébrés vivant dans les milieux aquatiques récepteurs (modifié d'après Schulz, 2004).

Exposition			Critères	Espèces	Références
Substance	Quantification	Durée			
?	non	?	abondance	Diverses espèces d'invertébrés	Heckman, 1981
parathion-éthyl parathion-méthyl trichlorfon oxydéméton-méthyl	0,3-83 µg/L 0,4-213 µg/L 6-182 µg/L 1-63 µg/L	qq h	abondance	Divers espèces d'invertébrés	Aufsess <i>et al.</i> , 1989
?	non	?	composition communauté	Divers taxons d'invertébrés	Dance & Hynes, 1980
fenobucarbe°	1-4 µg/L	qq j	abondance	Ephéméroptères (<i>Baetis thermicus</i>)	Takamura <i>et al.</i> , 1991b
malathion°	0,26-0,69 µg/L	qq j	abondance	Diverses espèces Odonates	Takamura <i>et al.</i> , 1991a
?	non	?	abondance, production	Trichoptères (<i>Hydropsyche</i> spp.)	Sallenave & Day, 1991
DDT	22-220 µg/kg	?	déformations	Chironomidae	Maden <i>et al.</i> , 1992
fenobucarbe°	22,4 µg/L	qq h	abondance	Diptères (<i>Antocha</i> spp.)	Tada & Shiraishi, 1994
?	non	?	abondance	Diverses espèces d'invertébrés	Lenat & Crawford, 1994
Inhibiteurs de l'AChE	non	?	mortalité, activité cholinestérase	Bivalves (<i>Elliptio complanata</i>)	Fleming, 1995
carbaryl*	0,1-85,1 µg/L	24 h	dérive	Divers taxons d'invertébrés	Beyers <i>et al.</i> , 1995
fenthion*	0,5-50 µg/L	qq j	composition communauté	Divers taxons d'invertébrés	Hatakeyama & Yokoyama, 1997
fenobucarbe, fenitrothion, fenthion*	0,1-1,5 µg/L	qq h	cycle vital	Odonates (<i>Calopteryx atrata</i>)	Takamura, 1996
deltaméthrine diflubenzuron fénitrothion	0,46 µg/L 10 µg/L 80 µg/L	?	abondance	Divers taxons d'invertébrés	Lahr, 1998
azinphos-méthyl	1,42-21 µg/L	qq h	abondance	Crustacés (<i>Palaemonetes pugio</i>)	Finley <i>et al.</i> , 1999
lindane, diazinon, cyperméthrine°	non	?	composition communauté	Divers taxons d'insectes	Suhling <i>et al.</i> , 2000

* application aérienne ; ° : traitement de rizière ; ? : pas d'information sûre.

Certains auteurs ont proposé de réaliser des tests de toxicité directement dans le milieu naturel, en exposant des lots d'organismes (crustacés, larves d'insectes, etc.) dans les sites supposés contaminés et en mesurant divers paramètres d'effet (essentiellement mortalité ; Tableau 3.3-7.). La réalisation de ces bioessais *in situ* constitue une approche intéressante en ce sens qu'elle permet d'exposer des individus d'origine connue directement dans le milieu naturel. Elle a d'ores et déjà permis de mettre en évidence que les niveaux d'exposition rencontrés étaient susceptibles d'entraîner la mort des organismes. Les crustacés (gammare) constituent semble-t-il de bons modèles pour ce type d'étude (voir par exemple Baughman *et al.*, 1989 ; deJong & Bergema, 1994 ; Crane *et al.*, 1995a, 1995b ; Matthiessen *et al.*, 1995 ; Schulz & Liess, 1999). Toutefois, outre les difficultés liées à la contention des animaux, qui peut avoir des conséquences sur l'exposition (colmatage des dispositifs de contention par exemple), ces bioessais présentent, dans le cas des cours d'eau notamment, l'inconvénient d'empêcher la fuite (dérive) des animaux exposés, ce qui pourrait conduire à une surestimation de la toxicité (Schulz & Liess, 1999b).

Tableau 3.3-7. Études de terrain ayant conclu à l'existence d'un lien entre la présence de pesticides (apports par ruissellement, sauf indication contraire) et la mort d'invertébrés aquatiques lors de bioessais *in situ* (modifié d'après Schulz, 2004).

Exposition		Critères		Espèces	Références
Substance	Quantification	Durée			
fenvaleate	0,11 µg/L	qq h	mortalité	Palaemonetes pugio	Baughman <i>et al.</i> , 1989
parathion-méthyl	0,5-5,8 µg/L	qq j	mortalité	Chaoborus crystallinus	Bergema & Rombout, 1994
parathion-méthyl	0,5-5,8 µg/L	qq j	mortalité	Gammarus spp.	deJong & Bergema, 1994
malathion°	non	qq h	mortalité	Gammarus pulex	Crane <i>et al.</i> , 1995b
?	non	?	mortalité	Gammarus pulex, Chironomus riparius	Crane <i>et al.</i> , 1995a
carbofuran	0,05-26,8 µg/L	qq h	mortalité	Gammarus pulex	Matthiessen <i>et al.</i> , 1995
?	non	?	mortalité	Hyaella azteca, Chironomus tentans	Tucker & Burton, 1999
fenvaleate	0,85-6,2 µg/L	1 h	mortalité	Gammarus pulex	Schulz & Liess, 1999
azinphos-méthyl	0,1-7 µg/L	qq h	mortalité	Palaemonetes pugio	Scott <i>et al.</i> , 1999
endosulfan	0,01-0,85 µg/L				
fenvaleate	0,02-0,9 µg/L				
fipronil	9,1 µg/L – 5,5 µg/kg	96 h	mortalité	Procambarus ssp.	Schlenk <i>et al.</i> , 2001
azinphos-méthyl	0,8 µg/L	4 h	mortalité	Chironomus spp.	Schulz & Peall, 2001
endosulfan	0,2 µg/L				
azinphos-méthyl	0,87 µg/L	1 h	mortalité	Chironomus spp.	Schulz <i>et al.</i> , 2001c
chlorpyrifos	1,3 µg/l – 89,4 µg/kg	4 h	mortalité	Chironomus spp.	Moore <i>et al.</i> , 2002
chlorpyrifos	300-720 µg/kg	qq h	mortalité	Paramelita nigroculus	Schulz, 2003
endosulfan	4,6-156 µg/kg				

° : traitement de cressonnière ; ? : pas d'information sûre.

La plupart des données récentes sur les impacts des pesticides sur les invertébrés aquatiques en milieu naturel concernent les effets des insecticides sur le macrobenthos et elles ont été obtenues dans des régions d'agriculture intensive : vergers de pommiers de l'Altes Land (près de Hamburg en Allemagne ; Schäfers, 2005), cours d'eau de la région de Braunschweig (Allemagne ; Liess, 1994, 1998, 2005 ; Liess & Schulz, 1999 ; Liess *et al.*, 1999 ; Schulz & Liess, 1999a, 1999b), Lourens River (Afrique du Sud ; Schulz, 2005 ; Schulz *et al.*, 2001, 2002).

Schulz (2004) a effectué une analyse de la cinquantaine d'études publiées entre 1982 et 2003 et ayant trait aux conséquences de la contamination des milieux aquatiques par des insecticides utilisés conformément aux usages agricoles homologués et dans lesquelles l'exposition et les effets avaient été caractérisés de façon correcte. Cette analyse a été depuis complétée par Hommen *et al.*, (2004 in Liess *et al.*, 2005). Parmi toutes ces études, seulement onze comportaient les informations permettant la mise en évidence d'une relation de causalité (quantification de l'exposition, mesure des effets sur les populations naturelles et non pas bioessais *in situ*, existence de témoins fiables, etc. ; Tableau 3.3-8.).

La comparaison des valeurs de concentrations ayant entraîné un effet *in situ* (bioessais ou observations de terrain) avec les concentrations maximales mesurées lors d'études réalisées en milieu naturel (Figure 3.3-3.) montre que les concentrations efficaces sont fréquemment dépassées, notamment pour l'azinphos-méthyl, le chlorpyrifos, la deltaméthrine, l'endosulfan et le parathion-éthyl. Bien que cet échantillonnage soit limité (10 substances seulement), cette première analyse indique que même lorsque ces insecticides sont utilisés de façon correcte, des effets non souhaités peuvent se produire. Il y a un besoin important d'autres études convenablement menées, pour d'autres insecticides mais aussi pour d'autres catégories de substances. La méthodologie à mettre en œuvre pour réaliser ces études a fait l'objet de discussions approfondies dans le cadre du Séminaire européen "*Effects of Pesticides in the Field (EpiF)*" organisé en octobre 2003 au Croisic (Liess *et al.*, 2005). Les principales conclusions de ce séminaire sont résumées plus loin (cf. section 3.4).

Tableau 3.3-8. Études de terrain ayant conclu à l'existence d'un lien certain entre la présence de pesticides (apports par ruissellement, sauf indication contraire) et divers effets sur les invertébrés vivant dans les milieux aquatiques récepteurs (modifié d'après Schulz, 2004 et Hommen *et al.*, 2004 *in* Liess *et al.*, 2005).

Exposition			Critères	Espèces	Références
Substance	Quantification	Durée			
Cyperméthrine*	2-25 µg/kg	>150 j	abundance, émergence	Diptères (Chironomidae)	Kedwards <i>et al.</i> , 1999
Parathion-éthyl	6 µg/L	1 h	composition communauté	11 taxons invertébrés	Liess & Schuz, 1999
Parathion-éthyl	6 µg/L	1 h	abundance, dérive, mortalité	Trichoptères, autres invertébrés	Schulz & Liess, 1999a
Fenvalerate	0,85–6,2 µg/L	1 h	mortalité	Amphipodes	Schulz & Liess, 1999b
Parathion-éthyl	1,3–10 µg/kg#	?	abundance	Ephéméroptères, Trichoptères	Leonard <i>et al.</i> , 1999
Endosulfan	?	?	abundance	Ephéméroptères, Trichoptères	Leonard <i>et al.</i> , 2000
Azinphos-méthyl	0,82 µg/L	1-3 h	composition communauté	Ephéméroptères, autres insectes	Schulz <i>et al.</i> , 2002
Chlorpyrifos	344 µg/kg				
Parathion-méthyl*	1-550 µg/L				
Endosulfan	10-318 µg/kg	quelques heures	abundance, dérive	Divers taxons d'invertébrés	Jergentz <i>et al.</i> , 2004a
Azinphos-méthyl	4 ± 2 µg/kg	plusieurs semaines	composition communauté	Divers taxons d'invertébrés	Thiere & Schulz, 2004
Chlorpyrifos	29 ± 19 µg/kg				
Endosulfan	54 ± 19 µg/kg				
5 fongicides	concentrations variées	1 h	composition communauté	Divers taxons d'invertébrés	Berenzen <i>et al.</i> , 2005
4 herbicides					
1 insecticide					
7 insecticides, 6 fongicides, 8 herbicides	concentrations variées	1 h	composition communauté	Divers taxons d'invertébrés	Liess & von der Ohe, 2005

* application aérienne ; # Échantillonnage par dispositif à membrane semi-perméable.

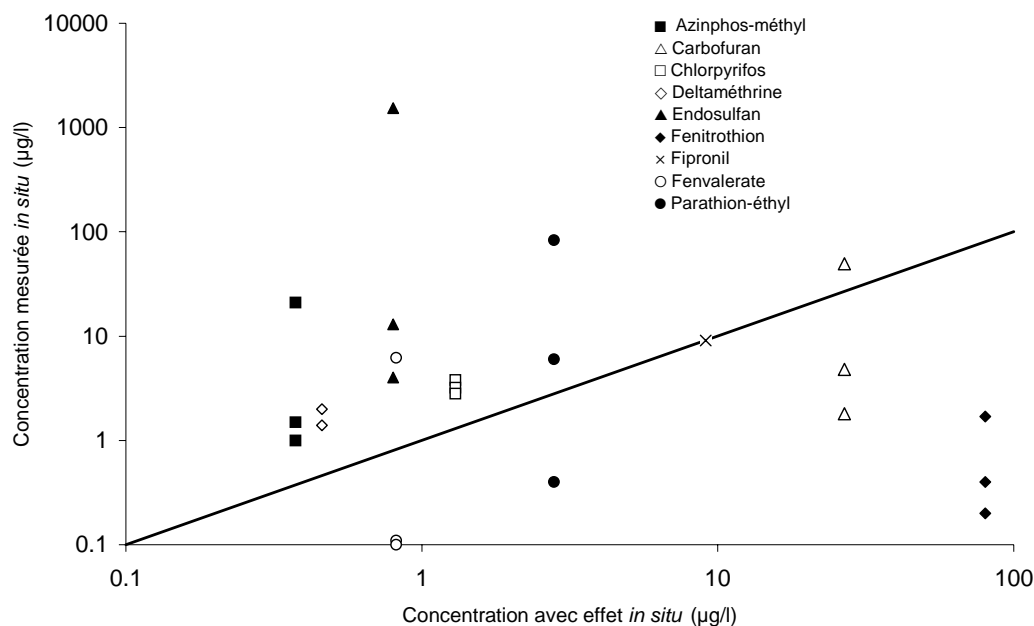


Figure 3.3-3. Comparaison des concentrations en insecticides ayant entraîné un effet significatif *in situ* (mortalité ou dérive des macro-invertébrés) et les concentrations mesurées dans des milieux aquatiques situés en zone rurale (d'après les données de divers auteurs *in* Schulz, 2004).

Les informations disponibles ne permettent pas de savoir si les effets observés découlent uniquement d'effets directs ou s'ils sont aussi la conséquence d'effets chroniques et/ou indirects. Dans certains cas, la raréfaction des insectes aquatiques pourrait découler d'altérations sublétales du comportement, et notamment du comportement de prise de nourriture, phénomène mis en évidence au laboratoire (anomalies des filets chez des larves de Trichoptères par exemple ; Decamps *et al.*, 1973 ; Besch *et al.*, 1977, 1979 ; Petersen & Petersen, 1983) mais très difficile à confirmer *in situ*.

Les autres causes

Dans les milieux naturels, le zooplancton et le macrobenthos sont sensibles à diverses modifications des conditions environnementales liées aux activités agricoles ou aux aménagements du paysage rural (Genito *et al.*, 2002 ; Townsend *et al.*, 2004). Outre les pesticides, les principaux facteurs de stress identifiés sont les suivants :

- augmentation de la turbidité de l'eau et colmatage des fonds liés aux dépôts de matières en suspension en provenance du bassin versant ou des berges (revue in Wood & Armitage, 1997),
- eutrophisation (Bazzanti & Seminara, 1987 ; Sandilands *et al.*, 2000 ; Sandin & Johnson, 2000),
- présence de contaminants autres que les pesticides (éléments traces métalliques, etc. ; voir par exemple Clements, 1994 ; Clements *et al.*, 2000),
- modifications du régime hydrique (drainage, irrigation, etc. ; Fleituch, 2003),
- fréquentation par le bétail (Reed, 2003).

3.3.3.4. Impact sur les poissons

L'état des lieux écologique

Historiquement, les poissons sont les premiers organismes à avoir été étudiés du point de vue de leurs réponses à la dégradation de la qualité des milieux aquatiques. Ceci tient avant tout à leur rôle en tant que ressource biologique aquatique la plus exploitée par l'homme, que ce soit pour l'obtention de nourriture ou avec d'autres objectifs (loisirs par exemple). La présence de poissons morts à la surface d'une rivière ou d'un plan d'eau constitue l'archétype même de l'existence d'une pollution des milieux aquatiques. Ceci n'est d'ailleurs sans doute pas étranger au fait que le pictogramme normalisé pour identifier les produits dangereux pour l'environnement comporte une silhouette de poisson mort (Figure 3.3-4.). Même si d'autres espèces aquatiques peuvent être plus sensibles que les poissons, la taille et l'intérêt socio-économique de ces derniers les ont tout naturellement amenés à devenir des "sentinelles" de la qualité des milieux aquatiques (Solbé, 1993).



Substance dangereuse pour la faune, la flore et/ou l'atmosphère. Ne pas jeter dans l'environnement

N Dangereux pour l'environnement

Figure 3.3-4 Pictogramme utilisé pour l'étiquetage des substances dangereuses pour l'environnement.

L'organisation spatiale des populations et des communautés de poissons est temporellement variable. Les habitats physiques sont généralement instables et en remaniement permanent (crues, sécheresse, etc. ; Feunteun *et al.*, 2001). Toutes les espèces effectuent des migrations de plus ou moins grande amplitude entre les différents habitats du bassin versant pour le déroulement de leur cycle biologique (Lévêque, 1995). La composition, la richesse et l'abondance des peuplements de poissons dépendent avant tout de l'intégrité du continuum fluvial (pour les espèces qui vivent en cours d'eau), de la qualité

de l'eau, de l'hétérogénéité des habitats disponibles et de l'accessibilité de chacun des éléments des hydrosystèmes (Feunteun *et al.*, 2001).

Les populations et les communautés piscicoles sont des entités très étudiées mais il est paradoxalement difficile d'avoir une vue d'ensemble précise de leur évolution spatio-temporelle et plus encore d'identifier les déterminants de cette évolution, y compris pour des espèces emblématiques et considérées comme pollusensibles (Salmonidés). De plus, le signal associé à la présence des pesticides est fréquemment très difficile à extraire du bruit de fond généré par les autres pressions issues des activités agricoles mais aussi d'autres activités humaines : modifications de la connectivité des cours d'eau, aménagements des corridors fluviaux et des bords de plans d'eau (Schmieder, 2004), urbanisation, pollution par les rejets domestiques ou industriels, notamment ceux contenant des substances hormono-mimétiques (Jobling *et al.*, 1998), etc.

Les réseaux de surveillance

Il existe une littérature très abondante sur l'utilisation des poissons comme outils de biosurveillance de la contamination des écosystèmes par les micropolluants et notamment par les pesticides organochlorés (voir par exemple Henderson *et al.*, 1969 ; Schmitt *et al.*, 1981 ; Devault *et al.*, 1986 ; Borgmann & Whittle, 1991 ; Rowan & Rasmussen, 1992 ; Hodson *et al.*, 1994) mais les études associant cette évaluation de la contamination et celle de ses effets éventuels sont peu nombreuses.

Des indices de qualité des milieux aquatiques basés sur les poissons ont été mis au point dans différents pays, la première tentative réussie dans ce domaine étant l'*Index of Biotic Integrity* (IBI ; Karr, 1981) aux États-Unis. En France, le Conseil Supérieur de la Pêche a mis au point, en partenariat avec les Agences de l'Eau et le Ministère de l'Environnement, un "Indice Poisson" composé de plusieurs métriques décrivant la richesse et la composition en espèces, la composition trophique de la communauté et la condition et l'abondance des poissons (Oberdorff *et al.*, 2001a, 2001b). Destiné à l'origine à être intégré au SEQ-Bio, l'Indice Poisson devrait faire partie des outils utilisés pour la mise en œuvre de la DCE. Il permet d'accroître la gamme des outils de surveillance de la qualité des milieux aquatiques mais sa sensibilité aux pesticides n'est pas connue.

La littérature scientifique

Certaines espèces de poissons sont utilisées en routine pour la réalisation des tests de toxicité nécessaires à l'homologation des substances nouvelles (truite arc-en-ciel – *Oncorhynchus mykiss*, tête-de-boule – *Pimephales promelas*, poisson-zèbre – *Danio rerio*, etc.) (Directive 91/414/EC, 2004). Cette fois encore, les bases de données (AGRITOX, AQUIRE, etc.) renferment de très nombreuses informations sur la sensibilité de ces organismes à la plupart des pesticides.

De nombreuses publications et divers ouvrages ont été consacrés au danger que présentent les pesticides pour les poissons (voir par exemple Cope & Springer, 1958 ; Johnson, 1968 ; Holden, 1973 ; Brown, 1978 ; Murty, 1986a, 1986b). Toutefois, ces travaux font essentiellement référence aux effets toxiques aigus et/ou aux résultats d'expérimentations réalisées en laboratoire.

Par le passé, divers accidents se sont accompagnés d'une mortalité massive de poissons dans des écosystèmes naturels : endrine dans le Mississippi entre 1960 et 1963 (Mount & Putnicki, 1966), DDT dans diverses rivières du Maine, du Wyoming, du New Brunswick et de Colombie Britannique à la fin des années 1950 et au début des années 1960 (Crouter & Vernon, 1959 ; Cope, 1961 ; Warner & Fenderson, 1962 ; Kerwil & Edwards, 1967), pentachlorophénol, insecticides organochlorés et organophosphorés dans des milieux aquatiques de Californie au cours des années 1960 (Hunt & Linn, 1970), endosulfan dans le Rhin en 1967 (Brown, 1978), mélange de nabame et d'endrine dans la rivière Mill en 1962 (Johnson, 1968), produits d'extinction de l'incendie d'un entrepôt de pesticides des usines Sandoz dans le Rhin en 1986 (Capel *et al.*, 1988), deltaméthrine dans le lac Balaton (Hongrie) en 1995 (Balint *et al.*, 1997), etc.

Si les effets d'une intoxication aiguë sont souvent faciles à mettre en évidence, il n'en est pas de même de ceux d'une intoxication chronique. Des altérations du comportement en réponse à une intoxication

par des insecticides neurotoxiques ont ainsi été observées au laboratoire mais pas en milieu naturel (Jones & Reynolds, 1997). Parmi les autres effets sublétaux potentiellement associés à une exposition à certains pesticides figurent la diminution du potentiel reproducteur liée à une mortalité anormale des alevins, notamment au moment de la résorption de la vésicule vitelline (voir par exemple Johnson & Pecor, 1969).

Comme dans le cas des invertébrés, il y a très peu d'études convenablement réalisées qui permettent de relier les effets létaux ou sublétaux des pesticides utilisés selon la pratique agricole et les niveaux d'exposition. Les observations disponibles concernent essentiellement les insecticides (Tableau 3.3-9.).

Tableau 3.3-9. Études de terrain ayant conclu à l'existence d'un lien possible entre la présence de pesticides (apports par ruissellement, sauf indication contraire) et divers effets mesurés sur des poissons (modifié d'après Schulz, 2004).

Exposition			Critères	Espèces	Références
Substance	Quantification	Durée			
pyréthrinoïdes*	non	?	mortalité	Diverses espèces	Salyi & Csaba, 1994
endosulfan	1,44 µg/L	?	mortalité	Diverses espèces	Ross <i>et al.</i> , 1996
chlorpyrifos	0,12 µg/L	24 h	cholinestérase s cérébrales	<i>Cyprinus carpio</i>	Gruber & Munn, 1998
azinphos-méthyl	0,2 µg/L				
parathion-éthyl	2,3-4,4 µg/kg	qq h	cholinestérase s musculaires	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Sturm <i>et al.</i> , 1999
azinphos-méthyl	1,42-21 µg/L	qq h	mortalité	Diverses espèces	Finley <i>et al.</i> , 1999
azinphos-méthyl	0,1-7 µg/L	qq h	mortalité	<i>Fundulus heteroclitus</i>	Scott <i>et al.</i> , 1999
endosulfan	0,01-0,85 µg/L		(bioessai <i>in situ</i>)		
fenvallérate	0,02-0,9 µg/L				

* application aérienne ; ? : pas d'information sûre

Parmi les pesticides, les pyréthrinoïdes sont sans doute les substances qui sont *a priori* les plus dangereuses pour les poissons du point de vue de leur toxicité aiguë, avec des valeurs de $CL_{50,96h}$ fréquemment inférieures à 1 µg/L (Smith & Stratton, 1986). Toutefois, les expérimentations menées *in situ* indiquent que le risque écotoxicologique que présentent les pyréthrinoïdes pour les poissons est moins important que prévu, à la fois parce que les doses d'emploi de ces substances sont peu élevées (quelques g de matière active/ha) et parce que leur persistance dans l'environnement est faible et qu'elles sont rapidement adsorbées sur les particules en suspension dans l'eau, ce qui limite leur biodisponibilité (Kingsbury, 1976 ; Smies *et al.*, 1980 ; Mulla *et al.*, 1981 ; Holcombe *et al.*, 1982 ; Crossland *et al.*, 1982 ; Everts *et al.*, 1983 ; Shires, 1983 ; Kingsbury & Kreutzweiser, 1987). Malgré cela des cas de mortalité ont parfois été observés suite à des traitements agricoles (Balint *et al.*, 1997).

Certains pesticides ou dérivés de pesticides présentent des propriétés de perturbateurs endocriniens chez les poissons (revue *in* Arukwe & Goksøyr, 1998 et Brown *et al.*, 2001). La sensibilité des poissons aux perturbateurs endocriniens en général a d'ailleurs conduit à les proposer comme organismes modèles pour le développement de tests spécifiques pour évaluer les effets biologiques de perturbateurs endocriniens potentiels (revue *in* Segner *et al.*, 2003).

Parmi les pesticides susceptibles d'exercer un tel effet figurent le DDT, le prochloraze, les différents isomères de l'hexachlorocyclohexane, la 3,4-dichloroaniline (produits de dégradation de nombreux pesticides, notamment les phénylurées et la vinclozoline) et la vinclozoline (voir par exemple Wester & Canton, 1986 ; Donhoe & Curtis, 1996 ; Stahlschmidt-Allner *et al.*, 1997). Toutefois, l'essentiel des résultats disponibles proviennent d'études de laboratoire. Des observations réalisées en milieu naturel ont mis en évidence que certaines populations de poissons d'eau douce ou estuariennes présentaient des anomalies susceptibles d'avoir été induites par des perturbateurs endocriniens (intersexe, inversion de sexe, etc. ; voir par exemple Jobling *et al.*, 1988 ; Minier *et al.*, 2000 ; van Aerle *et al.*, 2001 ; Pickering & Sumpter, 2003 ; Beresford *et al.*, 2004), mais l'interprétation de ces résultats est rendue difficile par la présence potentielle ou avérée dans les milieux aquatiques de nombreuses autres substances que les pesticides et ayant elles-aussi une activité de type perturbateur endocrinien (PCB,

dioxines, surfactants non ioniques, phtalates, hormones de synthèse, etc. ; Brown *et al.*, 2001 ; Hewitt & Servos, 2001). Il n'est donc pas possible d'affirmer que les pesticides utilisés à l'heure actuelle exercent une action négative sur la reproduction et la dynamique de population des poissons dans les milieux naturels du fait d'une action sur la régulation endocrinienne de la reproduction ou du développement.

Les autres causes

Comme dans le cas du zooplancton et du macrobenthos, les activités agricoles et les aménagements du paysage rural ont des conséquences multiples sur les poissons dans les milieux naturels : augmentation de la turbidité et colmatage des fonds liés aux apports de matières en suspension en provenance du bassin versant ou des berges, eutrophisation, apports de contaminants autres que les pesticides, modifications du régime hydrique, simplification des habitats, diminution/modification des ressources trophiques accessibles, connectivité des habitats, etc. (voir par exemple Murphy & Hall, 1981 ; Chapman, 1988 ; Schlosser, 1995 ; Waters, 1995 ; Wood & Armitage, 1997 ; Henley *et al.*, 2000 ; Suttle *et al.*, 2004).

Par ailleurs, les phénomènes de perturbation endocrinienne peuvent être dus à d'autres substances que les pesticides mais elles-aussi d'origine agricole, comme par exemple les substances pharmaceutiques à usage vétérinaire (Orlando *et al.*, 2004).

3.3.3.5. Impact sur les amphibiens

L'état des lieux écologique

Dans le contexte du déclin actuel de la biodiversité au niveau mondial, les amphibiens sont l'un des groupes d'organismes pour lesquels il existe le plus grand nombre de données mettant en évidence la réduction de l'abondance de certaines populations, voire la disparition totale de certaines espèces (voir par exemple Houlihan *et al.*, 2000 ; Alford *et al.*, 2001). Ce déclin des amphibiens est caractérisé par trois traits très particuliers (Collins & Storfer, 2003) :

- une augmentation récente (depuis les années 1980) des observations de raréfaction des populations et de disparition d'espèces,
- l'existence de causes qui se manifestent simultanément et parfois dans des sites très éloignés les uns des autres,
- un déclin qui touche même les populations vivant dans des zones protégées.

Il y a à l'heure actuelle 6 hypothèses concernant l'origine de ce déclin (Collins & Storfer, 2003) :

- l'introduction d'espèces étrangères (prédateurs, compétiteurs, vecteurs de pathogènes ; Kats & Ferrer 2003),
 - la surexploitation des populations pour la consommation humaine (Collins & Storfer, 2003),
 - des modifications des usages des terres (destruction des habitats, modification de la connectivité au sein des paysages ; Collins & Storfer, 2003),
 - un impact des changements globaux (augmentation du rayonnement UV, modification du climat , etc. ; revue in Carey & Alexander, 2003),
 - l'émergence de pathologies infectieuses dues à des agents tels que des champignons (chytridiomycètes) ou des iridovirus (Daszak *et al.*, 2003 ; Muths *et al.*, 2003),
- l'utilisation accrue de pesticides et d'autres substances toxiques (Blaustein *et al.*, 2003).

Toutes ces hypothèses ne sont pas exclusives, des modifications des conditions environnementales pouvant par exemple avoir des conséquences sur la sensibilité des amphibiens à certaines pathologies (Carey & Alexander, 2003). Les modifications des paysages liées à l'agriculture (défrichage de zones boisées, assèchement de zones humides, etc.) et les intrants associés à l'agriculture intensive (engrais, pesticides) sont fréquemment cités comme les causes majeures du déclin des amphibiens dans les régions tempérées, et notamment en Europe, mais cette analyse repose sur peu d'études convenablement réalisées (Blaustein *et al.*, 2003).

Les réseaux de surveillance

Les amphibiens ne sont à notre connaissance pas pris en compte dans les réseaux de surveillance des impacts des pesticides sur les espèces non cibles.

La littérature scientifique

Les amphibiens sont considérés comme particulièrement sensibles à de nombreux pesticides. Toutefois, s'il existe des revues sur les données obtenues lors de tests de laboratoire (voir par exemple Cooke, 1981 ; Devillers & Exbrayat, 1992 ; Blaustein *et al.*, 1997b ; Bridges & Semlitsch, 2000 ; Sparling *et al.*, 2000 ; Boone & Bridges, 2003), les données provenant d'observations réalisées *in situ* sont peu abondantes.

Des mortalités ont été observées dans des populations naturelles de *Rana pretiosa* dans l'Oregon après des épandages aériens de DDT (Kirk, 1988). Divers auteurs ont suggéré que le déclin de certaines populations d'amphibiens en Californie étaient associé à l'utilisation d'organophosphorés et d'autres pesticides dans des zones voisines (voir par exemple Aston & Seiber, 1997 ; Davidson *et al.*, 2001 ; Sparling *et al.*, 2001).

Les potentialités qu'ont certains pesticides de se comporter comme des perturbateurs endocriniens ont conduit divers auteurs à émettre l'hypothèse que l'exposition à ces substances pouvait être responsable d'une altération de la reproduction des amphibiens (voir par exemple Stebbins & Cohen, 1995 ; Hayes, 2000). Ainsi par exemple, de nombreuses études ont été consacrées à l'évaluation des effets de l'atrazine sur le système endocrinien et la reproduction chez les amphibiens (voir par exemple Hayes *et al.*, 2002a, 2002b, 2003 ; Tavera-Mendoza *et al.*, 2002a, 2002b). Certains travaux ont montré que des concentrations aussi faibles que 0,1 µg/L pouvaient induire des anomalies des gonades et une démasculinisation chez le xénope (Hayes *et al.*, 2002a, 2003), sans doute du fait d'une induction de l'activité de l'aromatase, enzyme qui catalyse l'aromatation de la testostérone en œstradiol. Ces résultats ont été contredits par d'autres auteurs (Carr *et al.*, 2002 ; Coady *et al.*, 2003), ce qui a donné lieu à une controverse scientifique non résolue à l'heure actuelle (Murphy, 2005). Des observations de terrain réalisées sur *Rana pipiens* et *Acris crepitans* ont mis en évidence que l'abondance des individus mâles intersexués était plus élevée dans les zones d'agriculture intensive, mais sans qu'il soit possible de mettre en évidence une corrélation entre le niveau de réponse et la concentration en atrazine (Reeder *et al.*, 1998 ; Hayes *et al.*, 2002b). Hecker *et al.* (2004) ont conduit une étude de terrain dans deux régions d'Afrique du Sud qui différaient par l'intensité de la culture du maïs et l'usage des triazines. L'intérêt des sites retenus était que des xénopes, animaux sur lesquels ont été réalisés l'essentiel des travaux de laboratoire, y étaient naturellement présents. Cette étude a montré que les concentrations plasmatiques en testostérone et en œstradiol étaient plus faibles chez les femelles provenant des zones de culture intensive de maïs. Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence chez les mâles. De même, aucune différence n'a été détectée entre les individus provenant des deux régions en ce qui concerne le développement des gonades ou l'activité de l'aromatase. Cela n'exclut pas que l'atrazine (ou d'autres pesticides utilisés conjointement) puisse être à l'origine des anomalies hormonales observées, mais le mode d'action impliqué reste à déterminer.

Des travaux de laboratoire ont montré qu'il pouvait y avoir des effets synergiques entre certains pesticides et d'autres facteurs de stress environnementaux : UV-B (Zaga *et al.*, 1998), kairomone de prédateur (Relyea & Mills, 2001), trématodes parasites (Kiesecker, 2002), ressources alimentaires (Rohr *et al.*, 2004), etc. De même, Taylor *et al.* (1999) ont montré que l'exposition à des concentrations sublétales de malathion augmentait la sensibilité de crapauds à une infection bactérienne. L'absence de données fiables de terrain ne permet pas de conclure quant à l'importance de ces interactions dans les conditions naturelles, ni même si elles existent réellement.

Une autre difficulté dans l'évaluation de l'impact des pesticides sur les populations d'amphibiens dans les milieux naturels provient de l'importante variabilité inter- et intra-spécifique de la sensibilité aux pesticides chez ces animaux (Bridges & Semlitsch, 2000).

Les autres causes

La diminution de l'abondance des populations d'amphibiens et la disparition de certaines espèces est indéniablement un phénomène multifactoriel. Les contaminants de l'environnement et notamment les pesticides jouent très certainement un rôle, vraisemblablement à différents niveaux (Fig. 3.3-5.). L'importance de ce rôle est sans doute modulé par d'autres facteurs (modifications climatiques par exemple).

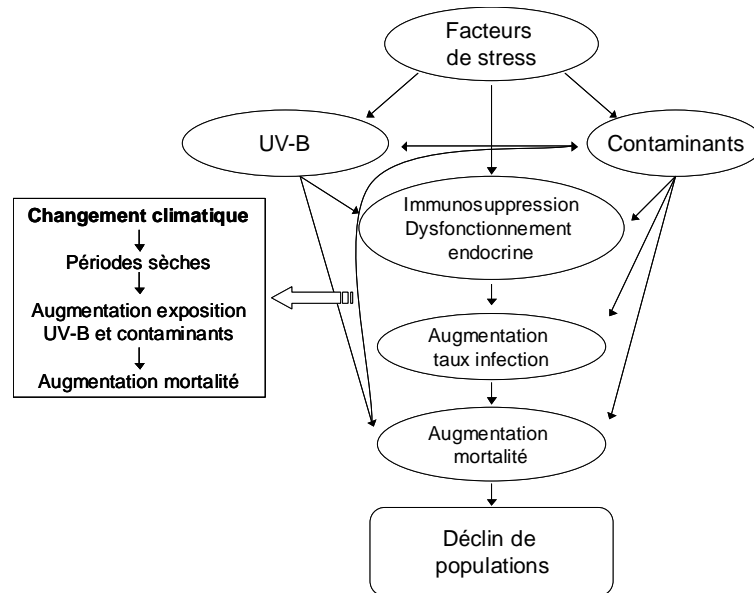


Figure 3.3-5. Exemple d'interactions entre les différents facteurs de stress qui affectent les populations d'amphibiens (d'après Blaustein *et al.*, 2003).

Les populations d'amphibiens sont soumises de façon simultanée à de nombreux facteurs de stress qui interagissent de façon dynamique. Par exemple, les contaminants et les UV-B peuvent tuer directement les amphibiens ou induire des effets sublétaux. Les changements climatiques (à gauche) peuvent aussi jouer un rôle. En cas d'augmentation de la fréquence ou de l'intensité des périodes sèches, un accroissement de l'exposition aux UV-B et une diminution du niveau de l'eau, favorable à l'augmentation de la concentration des contaminants, peuvent se produire.

Les activités agricoles ont un impact majeur sur les populations d'amphibiens. L'assèchement des biotopes et les modifications du paysage constituent une cause importante de raréfaction de ces animaux dans diverses régions (Blaustein *et al.*, 1994 ; Knutson *et al.*, 1999 ; Lehtinen *et al.*, 1999 ; Skelly *et al.*, 1999 ; Semlitsch, 2000 ; Gray *et al.*, 2004 ; Weyrauch & Grubb, 2004). Les apports de fertilisants constituent une autre cause liée à l'agriculture. Une concentration excessive en nitrate dans l'eau peut induire des anomalies du développement, voire la mort chez certaines espèces (Baker & Waight, 1993, 1994 ; Hecnar, 1995 ; Oldham *et al.*, 1997 ; Xu & Oldham, 1997 ; Marco *et al.*, 1999 ; Rouse *et al.*, 1999 ; Hamer *et al.*, 2004). Ces effets se manifestent bien entendu avant tout chez les larves qui se développent dans les milieux aquatiques, mais il faut aussi signaler que les formes terrestres peuvent aussi s'avérer sensibles à la présence de fertilisants azotés à la surface du sol (Hatch *et al.*, 2001).

3.3.3.6. Effets sur les réseaux trophiques

Au sein des écosystèmes, les effets toxiques directs des pesticides peuvent entraîner des modifications des interactions biologiques et de divers processus qui impliquent des espèces qui sont moins sensibles à ces substances. Ces modifications sont appelées effets secondaires ou indirects (Brooker & Edwards, 1975 ; Hurlbert, 1975). Ces effets reposent essentiellement sur une modification des relations de compétition au sein d'un même niveau trophique et/ou des relations de consommation entre des

niveaux trophiques successifs (revue in Fleeger *et al.*, 2003). Certains de ces effets ont parfois été observés dans des écosystème aquatiques naturels, mais les données valides à ce propos sont rares (Liess *et al.*, 2005).

Les changements de structure des communautés végétales peuvent en théorie entraîner des modifications de l'abondance et/ou de la composition de certains groupes d'animaux et notamment des organismes herbivores (voir par exemple Peichl *et al.*, 1985 ; Richard *et al.*, 1985 ; Stephenson & Mackie, 1986 ; Draxl *et al.*, 1991 ; Kasai & Hanazato, 1995a). Par le jeu des relations trophiques, ces modifications des niveaux inférieurs des réseaux trophiques peuvent avoir des conséquences qui se propagent (régulation ascendante ou "*bottom up*") jusqu'aux niveaux les plus élevés (prédateurs, superprédateurs). Une augmentation de l'abondance de certains herbivores peut aussi être provoquée par une baisse de la compétition avec d'autres herbivores dont les populations sont elles-même affectées par la substance concernée. Inversement, certaines espèces algales peuvent tirer profit d'une réduction plus ou moins durable de l'abondance de leurs consommateurs, à la suite par exemple d'une contamination par des insecticides (régulation descendante ou "*top down*" ; Papst & Boyer, 1980 ; Hansen & Garton, 1982 ; Yasuno *et al.*, 1982, 1985 ; Brock *et al.*, 1992b, 1995a ; Webber *et al.*, 1992 ; van Donk *et al.*, 1995).

Il est néanmoins possible d'envisager des enchaînement probables d'effets directs et indirects, notamment pour les herbicides et les insecticides qui sont les substances pour lesquelles les données disponibles sont les plus nombreuses (Brock *et al.*, 2000a, 2000b). Les données qui ont permis d'élaborer ces hypothèses proviennent pour la plupart d'études réalisées dans des systèmes expérimentaux et elles n'ont donc pas valeur de preuves de l'existence de ces phénomènes dans les milieux naturels. Le caractère récurrent de la plupart de ces observations et le fait qu'elles s'inscrivent dans des schémas écologiques conformes à ce qui est connu du fonctionnement des écosystèmes aquatiques font que leur existence dans les milieux naturels soumis aux pesticides est néanmoins très probable, même si davantage d'études de terrain valides sont encore nécessaires pour en avoir confirmation.

La Figure 3.3-6. présente les hypothèses les plus plausibles pour expliquer les effets indirects des herbicides dans les écosystèmes aquatiques.

Quel que soit le groupe de producteurs primaires concerné (phytoplancton, périphyton, macrophytes), il a été observé que la disparition de certaines espèces pouvait conduire à l'augmentation d'autres espèces au sein du même groupe (Goldsborough & Robinson, 1986 ; Herman *et al.*, 1986 ; Hamilton *et al.*, 1987 ; Gurney & Robinson, 1989 ; Murphy & Barrett, 1990). Les producteurs primaires sont en compétition pour les nutriments, l'espace, le CO₂ et la lumière. La diminution de l'abondance des espèces sensibles réduit cette compétition, ce qui peut conduire à une évolution vers une communauté composée d'espèces moins sensibles. Ce type d'évolution a essentiellement été observé au sein du phytoplancton et du périphyton (revue in Bérard *et al.*, 2002). La disparition ou la raréfaction des producteurs primaires provoque fréquemment une baisse de la concentration en oxygène dissous et/ou du pH de l'eau. Cette baisse de l'oxygénation pourrait éventuellement avoir des effets négatifs sur les autres organismes. Toutefois, les effets les plus fréquemment observés sont liés à la diminution des ressources alimentaires pour les espèces herbivores.

La mort de certains producteurs primaires et les effets négatifs éventuels sur la production primaire peuvent aussi entraîner des modifications d'autres paramètres physico-chimiques : augmentation de la concentration en nutriments, de l'alcalinité, de la conductivité, etc. Ces effets s'expliquent par le relargage de substances présentes dans les tissus des producteurs primaires éliminés par le traitement. L'augmentation de la concentration en nutriments peut alors avoir un effet stimulant sur les espèces de producteurs primaires les moins sensibles (en particulier les algues), entraînant un effet positif sur les herbivores qui s'en nourrissent, voire sur les prédateurs de ces herbivores.

Les effets indirects les plus importants sont généralement observés lorsque les macrophytes sont fortement affectées. Outre les modifications des caractéristiques physico-chimiques de l'eau décrites précédemment, cela entraîne la disparition de certains habitats pour le périphyton et de nombreuses espèces animales (y compris les poissons et les têtards d'amphibiens ; Kettle *et al.*, 1987). Celles-ci peuvent alors disparaître ou tout au moins régresser, qu'il s'agisse d'herbivores ou de prédateurs. Le

phytoplancton en revanche peut parfois profiter de la diminution de l'abondance des macrophytes, en raison d'une diminution de l'ombrage et du relargage de nutriments suite à la décomposition des macrophytes mortes (Adamus, 1996). Enfin, la mort des macrophytes peut avoir un effet positif temporaire sur les décomposeurs (micro-organismes et macro-invertébrés), qui se traduit par une augmentation de la consommation d'oxygène dissous et de l'abondance de nourriture pour les espèces qui se nourrissent de décomposeurs.

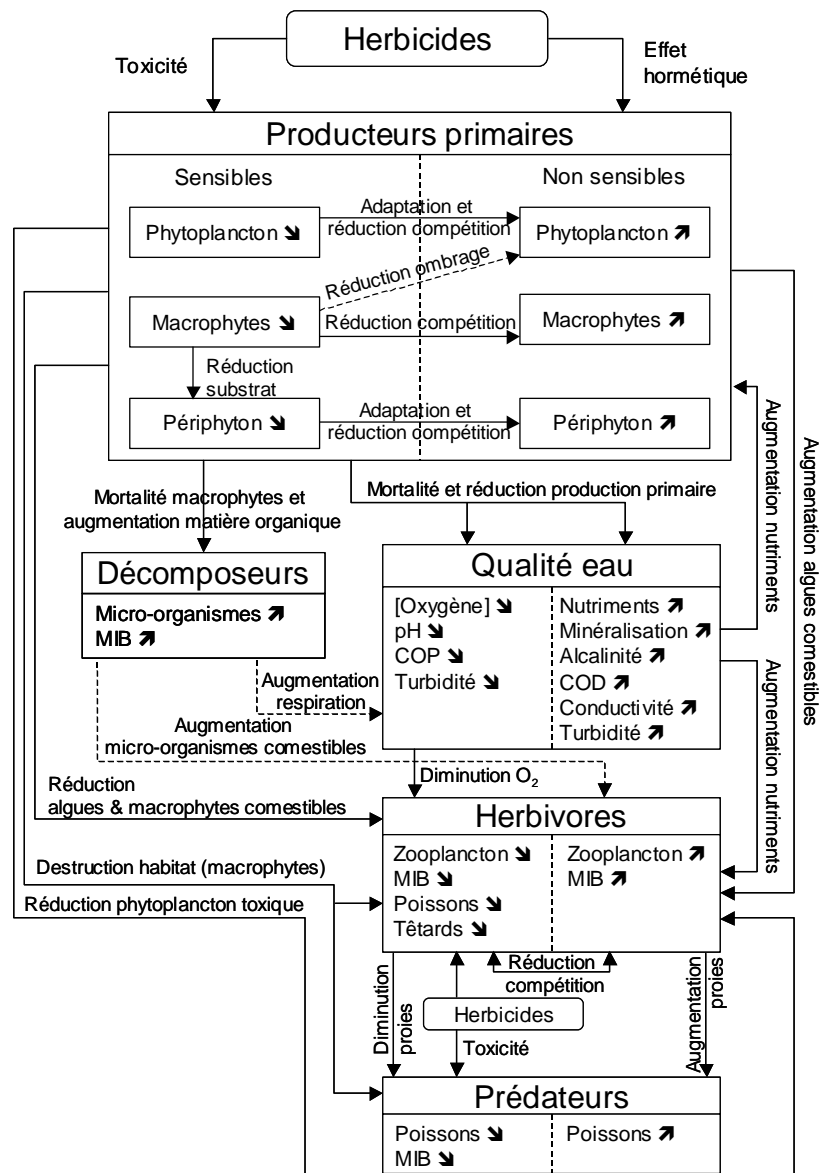


Figure 3.3-6. Enchaînements possibles des effets des herbicides au sein des réseaux trophiques aquatiques (d'après Brock *et al.*, 2000a ; COD : carbone organique dissous, COP : carbone organique particulaire, MIB : macro-invertébrés benthiques).

Il existe de très nombreux exemples d'observation d'effets indirects des insecticides dans les milieux aquatiques expérimentaux (Brock *et al.*, 2000b ; Fig. 3.3-7.). Les réponses observées sont relativement comparables, qu'il s'agisse d'une contamination isolée ou d'une série de contaminations successives (Brock *et al.*, 2000b).

La sensibilité de différents groupes d'arthropodes (crustacés, insectes) et de poissons est bien connue et parfois observée dans le milieu naturel (Schulz, 2004 ; Liess, 2005 ; Schaeffers, 2005). Ces animaux peuvent appartenir à différents groupes trophiques (herbivores, prédateurs, détritivores, etc.). L'impact

des insecticides sur ces groupes peut avoir des conséquences importantes en terme de perturbation des relations de compétition ou de prédateurs. Les observations d'effets indirects au niveau fonctionnel sont beaucoup moins nombreuses avec les insecticides qu'avec les herbicides.

La prolifération des producteurs primaires (phytoplancton ou périphyton ; voir par exemple Filteau, 1957 ; Hagman & Porteous, 1972 ; Hurlbert, 1975 ; Crossland, 1982 ; Yasuno *et al.*, 1982, 1985 ; Stephenson & Kane, 1984 ; Day *et al.*, 1987 ; Muirhead-Thomson, 1987 ; Mitchell *et al.*, 1993 ; Havens, 1995 ; van Donk *et al.*, 1995 ; Boyle *et al.*, 1996) et une augmentation de l'abondance des rotifères et des mollusques gastéropodes (Hurlbert *et al.*, 1972 ; Papst & Boyer, 1980 ; Kaushik *et al.*, 1985, 1986 ; Day *et al.*, 1987 ; Hanazato & Yasuno, 1987 ; Helgen *et al.*, 1988 ; Hanazato *et al.*, 1989 ; Hanazato & Yasuno, 1990) font partie des effets les plus fréquemment observés à la suite de la contamination d'un écosystème lentique par un insecticide. Hanazato (1998) a publié une revue sur les effets de l'introduction d'insecticides sur les communautés zooplanctoniques dans laquelle il confirme l'existence de modifications des relations de compétition entre espèces du zooplancton en réponse à la contamination. Les effets des insecticides sont fonction de divers paramètres tels que la température, les caractéristiques des molécules, la structure de la communauté et la période d'étude.

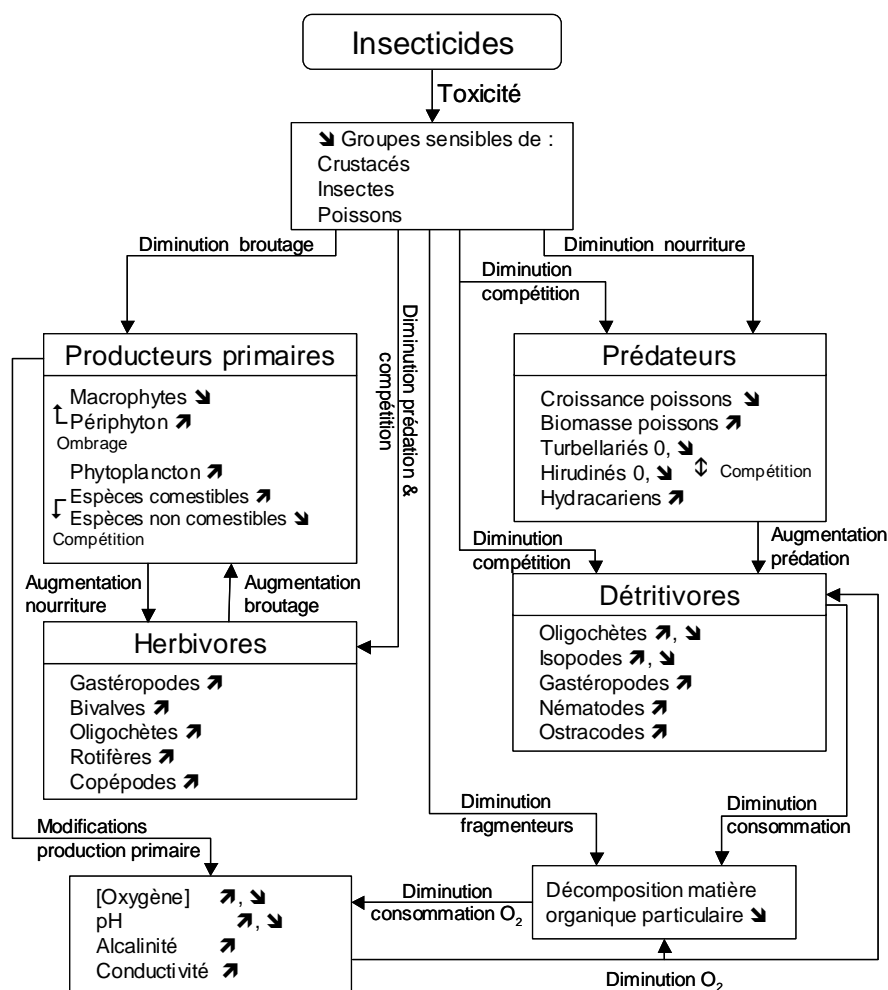


Figure 3.3-7. Enchaînements possibles des effets des insecticides au sein des réseaux trophiques aquatiques (d'après Brock *et al.*, 2000b).

L'augmentation de l'abondance des producteurs primaires s'explique par une diminution de la pression de broutage par les crustacés et les insectes. L'augmentation de l'abondance des rotifères et des gastéropodes découle d'une part de la diminution de la compétition avec les arthropodes herbivores et d'autre part de l'augmentation de la nourriture disponible (producteurs primaires). La prolifération des algues du périphyton peut secondairement entraîner une réduction de la biomasse des macrophytes liée à l'interception de la lumière par les biofilms à la surface des plantes. A moyen ou long terme, les

herbivores les moins sensibles aux insecticides peuvent contrôler les populations de producteurs primaires. Dans le cas du zooplancton, le contrôle par les rotifères est toutefois peu probable car ces organismes sont des brouteurs moins efficaces que les crustacés, notamment les cladocères (Jak *et al.*, 1998).

En dehors des effets sur les relations entre producteurs primaires et herbivores, les insecticides peuvent aussi affecter directement ou indirectement les organismes détritvovores, et notamment les fragmenteurs. Ce groupe fonctionnel est fréquemment constitué en milieu naturel par des crustacés amphipodes (gammars) et isopodes (aselles) et par diverses larves d'insectes (larves de trichoptères par exemple) qui sont particulièrement sensibles aux insecticides. En présence d'insecticides, une diminution de l'activité de ces organismes (évaluée par la mesure de la dégradation de la matière organique grossière) est attendue. Contrairement à ce qui se passe dans le cas des herbivores, il est peu probable que d'autres organismes suppléent à la raréfaction de ces animaux car il y a peu de détritvovores fragmenteurs qui ne soient pas sensibles aux insecticides. En revanche, une augmentation de l'abondance d'autres types de détritvovores comme les annélides Oligochètes par exemple, est fréquente, du fait d'une réduction de la compétition avec les arthropodes sensibles.

Par ailleurs, le fait que des invertébrés soient tués ou présentent un comportement anormal peut conduire à une augmentation de la nourriture disponible pour leurs prédateurs, sous réserve bien entendu que ces derniers ne soient pas eux-mêmes sensibles à l'insecticide (Sanders *et al.*, 1981). Toutefois, la conséquence la plus fréquente est une diminution de la disponibilité des ressources alimentaires pour les prédateurs. Dans certains cas, ces derniers compensent cette diminution en s'attaquant à d'autres espèces plus tolérantes (van Wijngaarden & Leeuwangh, 1989 ; Brock *et al.*, 1992b). Certains prédateurs peuvent bénéficier de ressources alimentaires accrues du fait de la raréfaction des espèces qui consomment habituellement ces dernières (Brock *et al.*, 1992b ; Lucassen & Leeuwangh, 1994). Plus généralement toutefois, l'élimination ou la réduction de la densité des proies par des insecticides peuvent avoir des effets négatifs sur les prédateurs, tels qu'une réduction de la croissance (Symons & Harding, 1974 ; Crossland, 1984 ; Kingsbury & Kreutzweiser, 1987 ; Siefert *et al.*, 1989 ; Brazner & Kline, 1990 ; Boyle *et al.*, 1996) ou un accroissement de leur propre vulnérabilité vis-à-vis de la prédation (Cushing, 1976 *in* Brazner & Kline, 1990), voire conduire à la mort de certains individus par inanition. Les jeunes stades sont beaucoup plus vulnérables de ce point de vue que les stades adultes (Miller *et al.*, 1988). A l'inverse, la réduction des effectifs de certains prédateurs peut parfois s'accompagner d'une augmentation de l'abondance de certaines de leurs proies (Hynes & Williams, 1962 ; Sundaram *et al.*, 1991).

3.3.3.7. Idées essentielles

- . Une contamination des milieux aquatiques naturels à des niveaux supérieurs aux concentrations toxiques pour les organismes aquatiques est parfois observée, notamment pour les insecticides et les herbicides;
- . Le drainage augmente le risque de transfert vers les milieux aquatiques.
- . La situation est vraisemblablement plus préoccupante dans les petits bassins versants et en tête de bassin versant.
- . Tous les groupes taxonomiques peuvent être affectés.
- . Il est extrêmement délicat d'associer la présence de pesticides dans les milieux aquatiques avec des effets car l'exposition des organismes est difficile à évaluer.
- . Il y a de nombreux facteurs confondants, liés notamment aux activités agricoles, qui rendent la mise en évidence de relations de causalité entre présence des pesticides et effets difficile (nutriments, modification des caractéristiques physiques des habitats, autres polluants, etc.).
- . Il y a un déficit très important en terme d'études de terrain convenablement menées.
- . Les informations sur les milieux marins et estuariens sont quasiment inexistantes.
- . Des effets indirects se produisent très certainement (notamment en réponse à la présence d'herbicides et d'insecticides) mais leur fréquence et leur intensité sont inconnues.

3.4. Méthodes de diagnostic des contaminations et des impacts

L'analyse des conséquences de la présence de pesticides dans l'environnement peut s'envisager soit de manière prospective (*a priori*) avant que ces substances soient mises sur le marché, soit de manière rétrospective (*a posteriori*), une fois qu'elles ont été commercialisées et utilisées. La démarche *a priori* est celle qui est mise en œuvre dans le cadre de l'attribution des autorisations de mise sur le marché.

La caractérisation de la contamination par les pesticides et l'évaluation de leurs impacts *in situ* peuvent s'envisager de façons très différentes mais complémentaires :

- diagnostic d'une situation donnée et de son évolution, par la mesure de différentes variables, physico-chimiques et/ou biologiques, lesquelles peuvent éventuellement être utilisées pour élaborer des indicateurs d'état,
- utilisation de modèles permettant de simuler/prédire le devenir des substances dans l'environnement et/ou leurs effets,
- caractérisation du risque associé à l'utilisation des pesticides, grâce à l'agrégation de variables de natures différentes au sein d'un indicateur (ou d'une batterie d'indicateurs) de risque.

Le premier type d'outil est uniquement utilisable *a posteriori*, c'est à dire une fois que les substances ont été utilisées. Les autres outils permettent à la fois un diagnostic de l'état actuel d'une situation (évaluation d'un programme de protection phytosanitaire au niveau d'une parcelle, des pratiques au niveau d'une exploitation, de l'efficacité d'une politique, etc.) et une démarche prospective (conséquences d'une substitution de substances par exemple).

3.4.1. L'évaluation du risque environnemental dans le cadre des AMM

3.4.1.1. Le cadre réglementaire

L'évaluation de risque appliquée aux produits phytopharmaceutiques est une démarche *a priori* conduite dans le cadre réglementaire de la Directive régissant leur mise sur le marché (Directive 91/414/EEC, 2004). Le texte de la Directive précise en effet que la mise sur le marché de tels produits est subordonnée à la démonstration préalable que l'utilisation du produit dans le cadre agronomique n'entraînera aucun risque inacceptable pour l'homme et pour l'environnement :

"il est nécessaire de s'assurer que, lors d'un usage approprié au but poursuivi, ils sont suffisamment efficaces et n'exercent aucun effet inacceptable sur les végétaux ou les produits végétaux, aucune influence inacceptable pour l'environnement en général et, en particulier, aucun effet nocif sur la santé humaine ou animale ou sur les eaux souterraines",

avec pour définition de l'environnement :

"L'eau, l'air, la terre, la faune et la flore sauvage, ainsi que toute interrelation entre ces divers éléments et toute relation existant entre eux et tout organisme vivant".

Cette démonstration est conduite au niveau communautaire et au niveau de chaque État membre.

Au niveau communautaire, la démarche d'évaluation de risque est réalisée pour toutes les substances existantes (regroupées en quatre listes de réexamen), ainsi que pour toutes les substances nouvellement développées par l'industrie phytopharmaceutique. Elle résulte en la constitution d'une liste positive (Annexe I de la Directive 91/414/EEC) regroupant les substances dont l'utilisation sans risque inacceptable a été démontrée au niveau communautaire, via l'évaluation des risques pour le ou les usages représentatifs de la substance dans les États membres.

L'évaluation des substances, qui consiste en un travail scientifique qui n'inclue pas les aspects connexes agronomiques ou économiques, est coordonnée par l'Agence Européenne de Sécurité des Aliments (AESA) située à Bruxelles. Les substances qui ne posent pas de problèmes particuliers sont examinées par le "groupe évaluation", réunissant des représentants des instances officielles de chaque État membre (pour la France, il s'agit du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, et plus particulièrement de la Direction Générale de l'Alimentation-DGAL). Les substances dont l'évaluation

repose sur des scénarios d'analyse de risque complexes et nécessitant une discussion d'experts sont examinées lors d'"EPCO meetings". Ces réunions regroupent des évaluateurs de risque de chaque État membre, chargés de rendre un avis scientifique consensuel à l'AESA. Le dispositif de l'évaluation européenne est illustré par la figure 3.4-1.

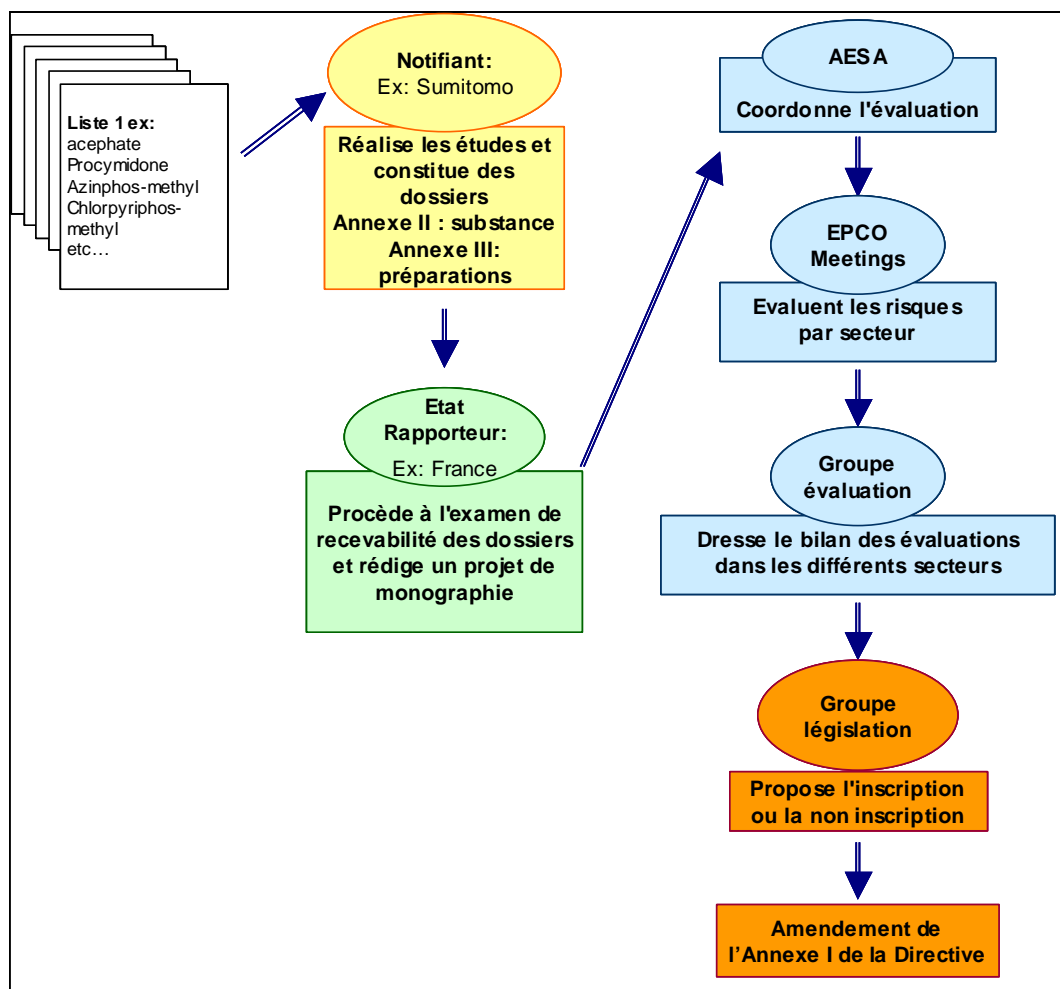


Figure 3.4-1. Procédure de ré-examen communautaire des substances actives phytopharmaceutiques dans le cadre de la Directive 91/414/EEC.

Au niveau national, l'exercice est conduit pour chaque usage prévu de chaque préparation faisant l'objet d'une demande d'autorisation de mise sur le marché (AMM). L'évaluation des risques est du ressort de la Commission d'étude de la toxicité, qui regroupe des physico-chimistes, des toxicologues, des écotoxicologues, ainsi que des évaluateurs spécialisés dans la caractérisation des résidus de produits phytopharmaceutiques dans les plantes cultivées, et dans l'environnement. La Commission d'étude de la toxicité est chargée de l'évaluation des dossiers toxicologiques accompagnant les demandes de mise sur le marché de préparations, en accord avec la Directive 91/414/EEC. Les évaluations conduites par la Commission bénéficient de l'avancée de l'examen des substances en cours au niveau communautaire.

Une analyse des risques, parmi lesquels le risque écotoxicologique, est réalisée dans chacun des cas suivants :

- rédaction d'un projet de monographie (*i.e.* rapport d'évaluation de la substance active) dont la France est "État Membre Rapporteur" ;
- analyse et commentaire des projets de monographies des autres États membres et préparation des "EPCO meetings" dans le cadre du suivi de la procédure d'évaluation communautaire des substances :

- ré-examen national des préparations à base d'une substance nouvellement inscrite à l'annexe I de la Directive 91/414/EEC ;
- examen du dossier toxicologique accompagnant les demandes d'autorisation de mise sur le marché au niveau national (pour les nouvelles préparations) ;
- examen du dossier toxicologique accompagnant les demandes d'extension d'usage de préparations déjà sur le marché (le ou les nouveaux usages étant susceptibles de se traduire par des conditions différentes d'exposition des organismes) ;
- examen de demandes de changement mineur de composition.

3.4.1.2. Les objectifs de protection et les outils

Par environnement, la Directive 91/414/EEC entend les compartiments eau, air et terre, et s'attache donc aux écosystèmes aquatiques et terrestres susceptibles de recevoir, directement ou indirectement, les produits.

Pour chaque produit et dans les conditions d'utilisation prévues (type de culture, modalités de traitement), les possibilités d'exposition de divers groupes d'organismes de ces écosystèmes doivent être explorées, et en cas d'exposition, les risques pour ces divers groupes d'organismes doivent être évalués et doivent répondre à des critères d'"acceptabilité du risque" définis par la Directive.

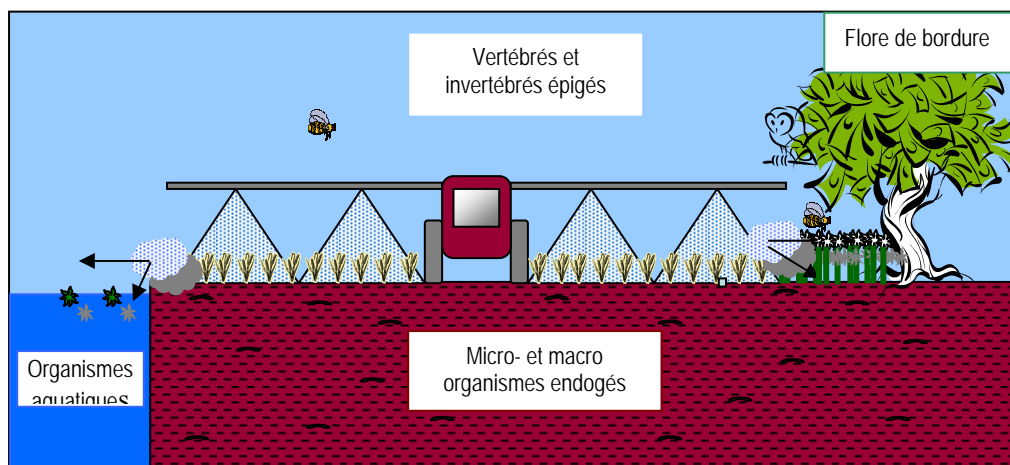


Figure 3.4-2. Exposition des organismes non visés par les produits phytopharmaceutiques utilisés en agriculture.

Comme nous l'avons vu précédemment, aucun groupe d'organisme ne peut être *a priori* complètement protégé d'une exposition aux produits phytopharmaceutiques (Fig. 3.4-2) :

- les organismes du sol sont exposés aux produits appliqués en traitement du sol (*i.e.* incorporés), mais aussi aux produits appliqués en pré-émergence (pulvérisés vers un sol nu), en post-émergence ou en traitement foliaire (pulvérisés sur la végétation) ainsi qu'aux produits appliqués en granules et en traitement de semences ; le transfert des produits en dehors des parcelles traitées peut se faire via le sol (drainage, ruissellement) mais aussi via l'air (brouillards de pulvérisation, volatilisation), et contribue à l'exposition des organismes du sol en dehors du champ.
- les invertébrés épigés peuvent entrer au contact de produits phytopharmaceutiques soit directement lors du traitement lorsque des résidus sont présents dans l'air, soit via un substrat sur lequel subsistent des résidus de produits, comme le sol ou les plantes. L'exposition des pollinisateurs ne diffère pas fondamentalement de l'exposition d'autres invertébrés, et comprend le contact avec le produit ou avec ses résidus lors et après traitement et l'ingestion de résidus lors du toilettage ou, compte tenu des relations trophiques avec les cultures, via du nectar ou du pollen contaminés, ou par ingestion d'eau (rosée contaminée par exemple).
- les modalités d'exposition des espèces végétales sont identiques aux modalités d'exposition des invertébrés épigés, incluant le contact direct lors du traitement, à la pleine dose ou aux quantités dérivant hors de la parcelle, et à la fraction éventuellement volatilisée. Le transfert de produits via le

sol, par drainage ou ruissellement, peut générer des concentrations en produits significatives dans le sol en bordure du champ, et impliquer une exposition via les racines.

- l'exposition des vertébrés englobe le contact direct, l'inhalation et l'ingestion d'aliments, solides et liquides, contaminés.

- les organismes aquatiques sont exposés aux résidus transférés via le sol (drainage, ruissellement) mais aussi via l'air (brouillards de pulvérisation, volatilisation).

La nature des impacts susceptibles de s'exercer sur les organismes pour lesquels on attend une exposition est étudiée au moyen d'essais d'écotoxicité. Ces essais sont conduits au laboratoire et en conditions contrôlées, sur des organismes choisis pour leur sensibilité aux substances chimiques. Ces organismes sont exposés à la substance active à différentes concentrations ou doses et les effets sur la survie ou des paramètres biologiques intégrateurs (développement, reproduction) sont mesurés après une exposition courte (essais aigus) ou prolongée (essais chroniques). La plupart de ces essais fait l'objet de norme (OCDE, AFNOR) et garantit sur le principe une mesure fiable de la toxicité intrinsèque de la substance active pour l'organisme test. Ces organismes, appelés "espèces standard" ne sont pas nécessairement représentatifs des écosystèmes pour lesquels on cherche à évaluer les risques, ils présentent en revanche une sensibilité plutôt importante aux substances chimiques en général, ce qui les place dans la partie gauche des courbes de distributions de sensibilités des espèces du groupe qu'ils représentent (voir figure 3.4.7). Le Tableau 3.4-1 fournit une liste exhaustive des données d'écotoxicité requises ou prévues dans un dossier type Annexe II (*i.e.*, dossier d'une substance active).

Il est important de noter que l'objectif est d'évaluer le risque présenté par l'exposition aux substances actives dans le cadre de l'utilisation des préparations qui les contiennent. En d'autres termes, si on a des raisons de penser que la mise en "formulation" de la substance active peut modifier significativement son adsorption ou absorption dans les organismes, et donc affecter sa toxicité, il peut être nécessaire de requérir des essais d'écotoxicité avec les préparations. Ceci est particulièrement important pour évaluer les risques "aigus" concernant les organismes exposés au moment du traitement ou juste après celui-ci. Des essais peuvent alors être également demandés pour les préparations lorsque leur écotoxicité ne peut être prédite à partir des données mesurées pour les substances actives (préparations déconcentrées ou contenant plusieurs substances).

Sur le moyen et long terme, les substances actives arrivées dans le milieu (sol, eau) se dissipent et leurs produits de dégradation et métabolites apparaissent. Ces derniers sont sujets à une évaluation de risques spécifique dès qu'ils atteignent un seuil critique significatif, considéré comme étant "10% (rapport molaire) de l'apport en substance parent". Ce seuil "réglementaire" est toutefois adapté aux situations, et peut être descendu dans le cas de produits de dégradation persistants. Les produits de dégradation entrant dans cette catégorie sont dit "majeurs" et font l'objet d'essais d'écotoxicité, sauf si l'on peut montrer qu'ils sont apparus lors des essais conduits avec le parent (cas des études de durées suffisamment longues, comme des études en mésocosmes ou des études au champ) auquel cas les données d'écotoxicité établies pour ce dernier "intègrent" les effets du produit de dégradation.

Les essais d'écotoxicité dont il est mentionné qu'ils sont requis lorsqu'un risque est identifié par une évaluation préalable ne sont pas obligatoires ; c'est à l'industriel qu'il appartient de décider s'il veut fournir ces informations qui peuvent permettre d'approfondir l'évaluation du risque pour un groupe d'organisme donné. Dans l'hypothèse où il ne le souhaite pas, l'évaluation s'arrête.

Enfin, une évaluation du risque pour les chaînes trophiques est requise pour toutes les substances potentiellement bioaccumulables. Cette propriété est estimée en première approche par le coefficient de partage de la substance entre une phase organique et une phase aqueuse, indicateur d'une liposolubilité⁴. Dans ce cas, des essais de bioconcentration sont requis et le risque pour les chaînes trophiques évalué.

⁴ La valeur seuil du coefficient de partage (K_{ow}) est de 1 000 soit un $\log(K_{ow})$ de 3 au minimum pour que des essais de bioconcentration soient requis.

Tableau 3.4-1: Liste des essais d'écotoxicité requis ou prévus dans un dossier type Annexe II (i.e., dossier d'une substance active).

Les essais dont la fourniture est obligatoire apparaissent dans les cases bleues. Les essais apparaissant dans les cases oranges les complètent pour les substances non transitoires dans l'eau et dans le sol. Ces deux catégories d'essai sont donc fournies dans la très grande majorité des cas. D'autres essais sont obligatoires pour les types de produits particuliers (cases jaunes).

Groupe d'organisme	Type d'essai d'écotoxicité	Critères d'effets mesurés	Conditions de requête de l'essai
Oiseaux	Essai de toxicité aiguë par gavage (canard colvert, colin de virginie)	Dose Létale pour 50% des individus (DL50)	Obligatoire, deux espèces testées
	Essai de toxicité aiguë alimentaire (canard colvert, colin de virginie)	Concentration dans l'alimentation Létale pour 50% des individus (CL50)	Obligatoire, sauf si un essai de toxicité sur la reproduction est disponible, deux espèces testées
	Essai de toxicité pour la reproduction (canard colvert, colin de virginie)	No Observable Effect Concentration (NOEC) ou No Observable Effect Level (NOEL) sur le développement et la reproduction	Obligatoire, sauf si l'exposition subchronique ou répétée est improbable, deux espèces testées Obligatoire en cas d'effets endocriniens
	Essai d'appétence des appâts, granules ou semences traitées	Comportement d'évitement de nourriture contaminée	Requis pour les appâts, granules et semences traitées ou pour tenir compte de l'évitement dans l'évaluation du risque
	Essai d'empoisonnement secondaire	Empoisonnements secondaires et bioconcentration	Requis pour les substances potentiellement bioaccumulables ($\log K_{ow} \geq 3$)
	Essai terrain	Effets sur la survie en conditions réelles d'exposition	Requis si l'évaluation du risque effectuée sur les données acquises au laboratoire indique un risque aigu
Mammifères	Essai de toxicité aiguë par gavage (rat, souris)	Dose Létale pour 50% des individus (DL50)	Obligatoire, car généré pour évaluer les risques pour l'homme
	Essai de toxicité pour le développement et la reproduction (rat)	NOEC ou NOEL sur le développement et la reproduction	Obligatoire, car généré pour évaluer les risques pour l'homme
	Essai d'empoisonnement secondaire	Empoisonnements secondaires et bioconcentration	Requis pour les substances potentiellement bioaccumulables ($\log K_{ow} \geq 3$)
	Essai terrain	Effets sur la survie en conditions réelles d'exposition	Requis si l'évaluation du risque effectuée sur les données acquises au laboratoire indique un risque aigu
Abeilles	Essai de toxicité aiguë par voie orale et par contact (<i>Apis mellifera</i>)	DL50 orale et contact	Requis en cas d'exposition
	Essai d'alimentation du couvain d'abeilles (<i>Apis mellifera</i>)	Mortalité des adultes et des larves, effets sur le développement des larves	Requis pour les régulateurs de croissance des insectes sauf si l'exposition du couvain est improbable
	Essai de toxicité par contact avec des résidus vieillis (<i>Apis mellifera</i>)	Temps d'exposition létal pour 50% des individus	Requis si l'évaluation reposant sur les données aiguës indique un risque, sauf si l'absence de résidus est démontrée
	Essai en cage / sous tunnel (<i>Apis mellifera</i>)	Effets sur la survie et sur le comportement (activité de butinage)	Requis si l'évaluation reposant sur les données aiguës indique un risque, ou si des effets sur le développement des larves ont été démontrés lors d'un test sur couvain ou si on suspecte des effets indirects ou une action à retardement
	Essai terrain (<i>Apis mellifera</i>)	Effets sur la survie, sur le comportement (activité de butinage) et sur le développement de la ruche	Requis si un risque est identifié au vu des essais conduits en atmosphère plus confinée.
Arthropodes autres que les abeilles	Essai de toxicité au laboratoire sur support artificiel (<i>Aphidius rhopalosiphii</i> , <i>Typhlodromus pyri</i>)	Effets sur la survie et le parasitisme ou la prédation	Requis en cas d'exposition, 2 espèces testées

Groupe d'organisme	Type d'essai d'écotoxicité	Critères d'effets mesurés	Conditions de requête de l'essai
	Essai de toxicité au laboratoire sur support naturel (<i>Aphidius rhopalosiphii</i> , <i>Typhlodromus pyri</i> , etc.)	Effets sur la survie et le parasitisme ou la prédation	Requis si l'évaluation du risque effectuée pour les deux espèces standards indique un risque, 4 espèces testées dont les 2 de départ
	Essai de toxicité au laboratoire sur résidus vieillis (<i>Aphidius rhopalosiphii</i> , <i>Typhlodromus pyri</i> , etc.)	Effets sur la survie et le parasitisme ou la prédation	Requis si l'évaluation du risque effectuée avec des résidus frais indique un risque, essais sur les espèces les plus sensibles
	Essais terrain	NOEC pour les populations de cultures typiques	Requis si l'évaluation du risque effectuée avec les études de laboratoire indique un risque
Macro organismes du sol	Essai de toxicité aiguë au laboratoire (<i>Eisenia fetida</i>)	DL50	Requis en cas d'exposition
	Essai de toxicité aiguë au laboratoire sur une seconde espèce (ex. <i>Folsomia candida</i>)	DL50	Requis pour les substances persistantes
	Essai de toxicité sur la croissance et la reproduction au laboratoire (<i>Eisenia fetida</i>)	NOEC sur la survie, le développement et la reproduction	Requis si l'exposition peut être continue ou répétée ou si un risque aigu est identifié
	Essai de toxicité sur la croissance et la reproduction au laboratoire sur une seconde espèce (ex. <i>Folsomia candida</i>)	NOEC sur la survie, le développement et la reproduction	Requis pour les substances persistantes
	Essai de terrain	NOEC pour les populations	Requis si un risque chronique est identifié
Micro-organismes du sol	Essai d'inhibition de la minéralisation de l'azote	Pourcentage d'inhibition à différentes durées d'exposition	Requis en cas d'exposition
	Essai d'inhibition de la minéralisation du carbone	Pourcentage d'inhibition à différentes durées d'exposition	Requis en cas d'exposition
	Essai d'inhibition de la dégradation de matière organique en sacs à litière, au champ	Pourcentage d'inhibition à différentes durées d'exposition	Requis en cas de risque pour les micro-organismes, et pour les substances persistantes
Plantes non visées	Essai d'inhibition de la germination et de la croissance (diverses espèces)	CE50 sur la germination, et la croissance	Requis pour les herbicides ou si des données de screening indiquent une phytotoxicité
	Essai de phytotoxicité (diverses espèces)	CE50 une phytotoxicité évaluée <i>de visu</i>	Requis pour les herbicides ou si des données de screening indiquent une phytotoxicité
Organismes aquatiques	Essai de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel	CL50	Obligatoire
	Essai de toxicité aiguë pour une seconde espèce	CL50	Obligatoire
	Essai de toxicité pour les stades précoces du développement du poisson	NOEC sur la survie et le développement	Requis en cas d'exposition continue ou répétée sauf si un ELS est disponible
	Essai de toxicité sur le développement du poisson (<i>Early life stage</i> ou ELS)	NOEC sur la survie et le développement	Requis en cas d'exposition continue ou répétée, et si un risque d'effets sublétaux est identifié, non requis si un FLC est disponible
	Essai de toxicité sur le cycle complet du poisson (<i>Full Life Cycle</i> ou FLC)	NOEC sur la survie, le développement et la reproduction	Requis en cas d'exposition continue ou répétée, et si un risque d'effets sublétaux est identifié
	Essai de bioconcentration	BioConcentration Factor (BCF)	Requis pour les substances potentiellement bioaccumulables ($\log K_{ow} \geq 3$)
	Essai de toxicité aiguë pour une espèce d'invertébré (en général la daphnie)	CE50 (immobilisation)	Obligatoire
	Essai de toxicité pour une espèce autre que la daphnie	CE ou CL50	Requis pour les insecticides
	Essai de toxicité pour la reproduction	NOEC	Requis en cas d'exposition continue ou répétée

Groupe d'organisme	Type d'essai d'écotoxicité	Critères d'effets mesurés	Conditions de requête de l'essai
	Essai d'inhibition de la croissance des algues	CE50 sur la croissance et la biomasse	Obligatoire
	Essai d'inhibition de la croissance des algues (seconde espèce)	CE50 sur la croissance et la biomasse	Requis pour les herbicides
	Essai d'inhibition de la croissance des plantes aquatiques (lentille d'eau)	CE50 sur la croissance et la biomasse	Requis pour les herbicides
	Essai de toxicité aiguë pour les organismes du sédiment (<i>Chironomus riparius</i>)	CL50	Requis si la substance active se répartit dans le sédiment et que la substance exerce des effets létaux
	Essai de toxicité pour le développement des organismes du sédiment (<i>Chironomus riparius</i>)	NOEC sur la survie, le développement et la croissance	Requis si la substance active se répartit dans le sédiment et que la substance exerce des effets sublétaux
	Essai d'inhibition de la croissance d'une plante dont les racines sont sédimentaires	CE50 sur la croissance et la biomasse	Requis pour les herbicides se répartissant dans le sédiment
	Essai en micro ou mésocosme	NOEC sur les populations	Requis si un risque est identifié lors de l'évaluation conduite sur la base d'essais au laboratoire
Processus d'épuration des eaux usées	Essai d'inhibition de boues activées	Pourcentage d'inhibition	Requis si la substance peut contaminer les réseaux de collecte des eaux usées.

Le dispositif d'essai présenté ci-dessus comporte encore quelques lacunes :

- aucune évaluation spécifique n'est par exemple réalisée pour des reptiles ou les amphibiens alors que les informations recensées dans la littérature ne permettent pas de penser que les risques pour ces organismes sont couverts par les évaluations réalisées pour les autres groupes d'organismes (voir 3.3.2.3. et 3.3.3.5).
- l'évaluation des risques pour les arthropodes épigés est construite au moyen de données d'écotoxicité obtenues pour des espèces entomophages (parasitoïdes et prédateurs d'insectes). La représentativité de cette évaluation pour des espèces phytophages n'est pas documentée et l'extrapolation à l'ensemble des espèces non visées est réalisée par l'ajout de facteurs de sécurité (ou facteurs d'extrapolation) additionnels.
- les critères d'effets par lesquels les dangers d'un produit sont étudiés diffèrent selon que l'écosystème est terrestre ou aquatique. Ainsi, s'il est admis que la protection des fonctions n'est pas suffisante pour garantir l'absence d'effets pour les écosystèmes aquatiques, les deux critères d'effets ayant une part égale dans l'évaluation du risque, il n'en est pas de même pour l'écosystème sol, pour lequel les critères d'entrée sont constitués de deux essais portant sur la fonction et d'un essai portant sur une espèce endogée. En effet, le risque pour les micro-organismes est évalué par des tests d'écotoxicité mesurant les effets de la présence de la substance dans le sol sur les cycles de transformation de l'azote et du carbone (OCDE 216 et 217, Directive 91/414/EEC). La seule mesure des paramètres tels que la transformation de l'azote ou du carbone ne suffit pas à s'assurer que les processus de fonctionnement du sol ne sont pas atteints (Johnsen *et al.*, 2001). Les communautés de micro-et macro-organismes peuvent en effet être sujettes à des changements importants sans que cela compromette le cycle de l'azote et du carbone sur l'échelle de temps à laquelle ils sont mesurés. En revanche, une modification de la biodiversité peut tout à fait compromettre à terme ces paramètres, comme plus simplement la capacité des communautés à faire face à de nouvelles perturbations (Ekschmitt & Griffiths, 1988 *in* Johnsen *et al.*, 2001).

Dans son ensemble, ce dispositif permet cependant d'évaluer les risques pour chaque niveau trophique des écosystèmes terrestres et aquatiques. Les essais sont conçus pour estimer les seuils d'effets des substances sur la survie des individus exposés, mais aussi sur des paramètres sublétaux tels que le développement, la croissance ou la reproduction. La mesure de ces paramètres intégrateurs facilite l'extrapolation des résultats à l'échelle de la population, qui est l'échelle à laquelle la Directive prévoit de protéger les organismes non visés. La diversité des organismes à protéger est prise en compte dans

l'évaluation du risque par des facteurs de sécurité ou facteurs d'extrapolation, dont le rôle est d'intégrer la variabilité interspécifique de la gamme de sensibilité au produit des organismes non visés d'un écosystème.

3.4.1.3. Le principe d'évaluation du risque

Les textes de référence

Le texte de la Directive 91/414/EEC prévoit dans ses principes les règles générales selon lesquelles chaque type de risque peut être évalué. Le type d'essai, les informations qui peuvent en être déduites et les règles d'évaluation des risques y sont explicites. Dans le cas des oiseaux par exemple, la Directive établit que le risque doit être évalué par le calcul d'un quotient "toxicité/exposition" (*toxicity/exposure ratio* ou TER). Ce ratio, qui évalue en fait la "marge de sécurité" entre une valeur de toxicité (la DL50) et une estimation de l'exposition (ETE ou Exposition Théorique Estimée) est par exemple comparé à la valeur seuil de 10 pour le risque aigu pour les oiseaux (Annexe VI de la Directive 91/414/EEC). Ces valeurs seuils sont valables pour toutes les substances, les produits phytopharmaceutiques et leurs produits de dégradation majeurs.

En revanche, la Directive ne s'attache pas aux détails techniques de l'analyse de risque. Le choix des données expérimentales à partir desquelles une valeur indicatrice de la toxicité de la substance peut être déduite, ainsi que le calcul de l'exposition des oiseaux relèvent de "documents guides" ou "documents d'aide à l'évaluation". Ces documents émanent de groupes de travail mis en place au niveau européen par la Direction Générale "Santé et protection du consommateur" (DG Sanco) afin d'harmoniser les règles d'évaluation des risques, pour des raisons évidentes d'équité dans l'évaluation des substances actives par les différents États membres. La mission de ces groupes, composés d'évaluateurs et de chercheurs, est de proposer des règles harmonisées d'évaluation du risque pour chaque groupe d'organismes considéré réglementairement, en analysant l'ensemble des données bibliographiques disponibles et en élaborant des scénarios d'analyse de risque adaptés aux objectifs de protection définis. Les documents guides, s'ils n'ont pas le statut réglementaire de la Directive, en sont les émanations indispensables au scientifique qui doit procéder aux analyses de risque.

L'évaluation des risques écotoxicologiques

La démarche suivie pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes est progressive et doit permettre de répondre aux questions suivantes :

Y a-t-il exposition à la substance, au produit ou à un produit de dégradation ?

Y a-t-il un risque lié à cette exposition? Si oui, quel est ce risque (appréciation qualitative et quantitative) ?

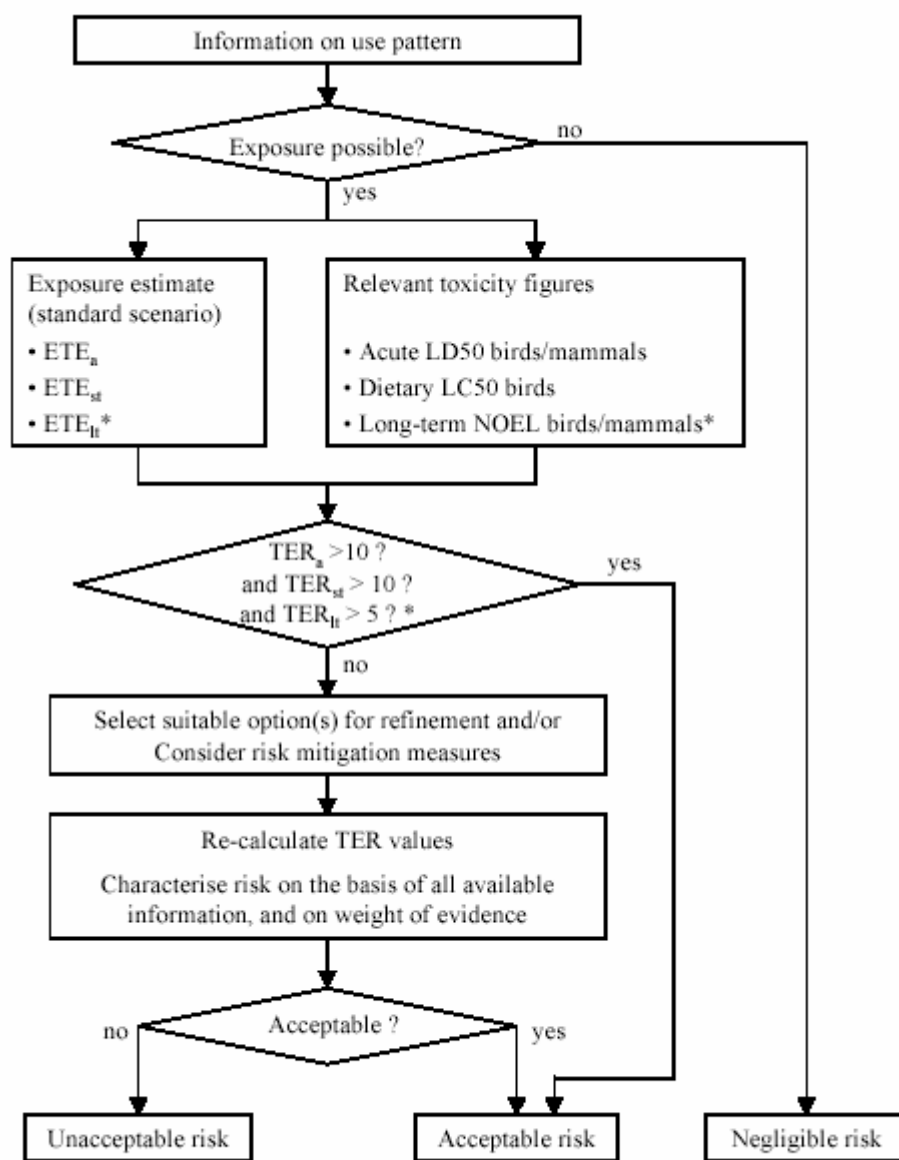
Ce risque est-il attendu dans des conditions réelles d'exposition des écosystèmes ?

Si oui, ce risque est-il gérable ?

Au-delà d'une évaluation globale du risque environnemental posé par une substance, il s'agit donc d'identifier les risques potentiels pour chaque groupe d'organismes non visés et d'en décrire les modalités d'occurrence.

Une analyse de risques est conduite pour chaque groupe d'organisme, pour lesquels la Directive attend des "marges de sécurité" proposées sous la forme de "valeurs seuils" (en anglais "trigger values". Ces marges de sécurité sont définies pour chaque groupe d'organisme représentés sur la figure 4.2 et déclinaison pour les risques "aigus" et les risques "chroniques". De même, il est essentiel de savoir si les risques potentiels correspondent à des effets létaux ou s'ils correspondent à des effets sur le développement ou la reproduction.

La figure 3.4-3 illustre le schéma d'évaluation des risques pour les oiseaux et les mammifères tel que proposé dans le document guide Sanco/4145/2001.



* only necessary where long-term exposure or exposure during breeding season is possible

Figure 3.4-3. Schéma d'évaluation du risque pour les oiseaux et les mammifères, d'après le document guide Sanco/4145/2001.

Ainsi, lors de l'évaluation du risque pour les oiseaux, le ratio toxicité/exposition (TER) aigu est comparé au seuil réglementaire de 10 pour statuer sur son acceptabilité au sens de la Directive 91/414/EEC. Le risque à court terme et le risque à long terme seront évalués par le calculs de ratios toxicité/exposition intégrant les valeurs idoines, et comparés à d'autres seuils réglementaires fixés par la Directive.

L'analyse des risques passe également par la différenciation entre les risques aigus et les risques chroniques, ce qui dépend notamment de la durée de l'exposition.

Dans le cas des oiseaux par exemple, l'évaluation des risques réalisée doit permettre de savoir si le risque est de nature aiguë ou si des effets sur des paramètres sublétaux sont à attendre, si le risque ne survient qu'en cas d'exposition continue ou si une exposition courte est suffisante, s'il concerne tous les oiseaux ou un groupe d'oiseaux, voire une espèce en particulier, de déterminer l'influence du régime alimentaire sur l'exposition, de dire si nécessaire si la chaîne alimentaire est concernée, etc. Seule une identification des risques est de nature à permettre de dire si le risque est gérable ou pas, et par quel(s) moyen(s).

Les outils entrant dans cette évaluation (les études de dégradation, de mobilité, etc. permettant de décrire le devenir des substances dans les milieux, et les essais d'écotoxicité permettant de décrire les effets attendus des substances sur les organismes) sont positionnés sur le schéma général suivant, valable pour tous les groupes d'organismes.

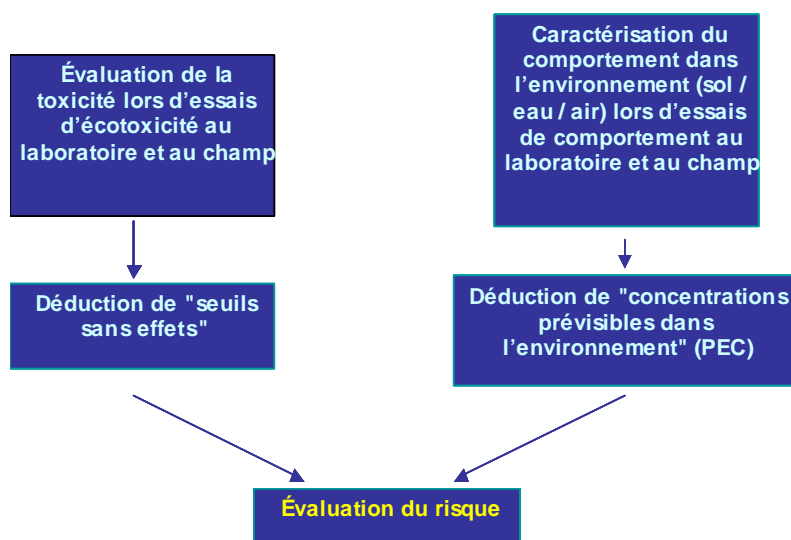


Figure 3.4-4. Principe général d'évaluation des risques écotoxicologiques.

L'ensemble des essais d'écotoxicité disponibles pour un groupe d'organisme (Tableau 3.4-1) sert à définir des "seuil sans effets" pour ce groupe d'organismes. Ces seuils correspondent en réalité à des "seuils sans effets observables", puisque la liste des paramètres mesurés dans les essais n'est ni exhaustive ni protectrice d'effets physiologiques mineurs sans conséquences sur la survie de l'espèce. Ces seuils sont établis à partir de toutes les informations disponibles, et reposent dans la très grande majorité des cas sur les résultats obtenus pour l'espèce qui s'est avérée la plus sensible lors des tests. Dans le cas des oiseaux par exemple est retenue (voir aussi Fig 3.4-3) :

- la plus faible des DL50 par gavage pour évaluer le risque aigu,
- la plus faible des CL50 alimentaire pour évaluer le court terme,
- la plus faible des NOEC ou NOEL pour la croissance et la reproduction pour évaluer le risque long terme.

L'exposition est estimée pour chaque groupe d'organismes à partir des connaissances acquises sur les modalités d'arrivée de la substance dans l'environnement du groupe d'organisme considéré, de la quantité de substance concernée, de sa stabilité, et lorsque c'est possible de sa biodisponibilité. Aussi, l'exposition est estimée pour chaque usage (culture × dose d'emploi) et en tenant compte des modalités d'utilisation (application unique ou répétées, fréquence des applications, type de matériel utilisé, etc.). Les seuils d'exposition retenus correspondent aux concentrations attendues dans le sol, dans l'eau ou dans des denrées alimentaires correspondant aux pics après application ou, pour des risques chroniques, à des chroniques de concentrations. Toujours dans le cas des oiseaux, il existe des scénarios d'exposition pour différents groupes d'oiseaux ayant des régimes alimentaires différents et dont la présence est plus ou moins représentative selon les cultures concernées par le produit. Par exemple, dans l'hypothèse d'un traitement fongicide sur une vigne, le "pire cas" correspond à une vigne enherbée dans laquelle peuvent se rencontrer des oiseaux herbivores et insectivores, qui peuvent consommer des plantes et/ou des insectes contaminés par le produit. Chaque paramètre entrant dans le calcul d'exposition est chiffré à l'aide de résultats d'études expérimentales et de données bibliographiques (c'est-à-dire dans l'exemple précédent, évaluation de l'exposition d'un petit oiseau de type "linotte" pesant 30 g et consommant 60% de son poids corporel en insectes quotidiennement, contenant 2 mg/kg de substance active, etc.). Dans l'exemple des oiseaux, l'exposition est désignée par le vocable ETE (Exposition Théorique Estimée) et calculée comme décrit ci-après (d'après Sanco/4145/2001).

Calcul de l'exposition théorique estimée (ETE) pour un oiseau herbivore ou insectivore:

ETE en mg s.a./kg poids corporel/j =
dose d'application (kg s.a./ha)
× facteur d'applications multiples (MAF)
× dose de résidus de substance / kg aliment (herbes courtes ou longues, feuilles des plantes alimentaires, insectes), pour 1 kg de substance appliquée (RUD)
× ration journalière (FIR), kg aliment/kg poids corporel/j
× facteur de dissipation dans le temps (Ftwa, 0-1)
× proportion de l'aliment dans le régime alimentaire (PD, 0-1)
× proportion de l'aliment qui est contaminé (PT, 0-1)
× facteur d'évitement de l'aliment traité (AV)

L'évaluation est toujours réalisée en premier lieu par un calcul de base qui n'intègre que les paramètres suivants, c'est-à-dire la dose appliquée, le facteur d'applications multiples, qui représente le rapport entre la quantité de résidus sur les aliments juste après la dernière application, et la quantité de résidus apportés par une seule application (il dépend donc du nombre d'applications, de l'intervalle entre ces applications et de la vitesse de dissipation des résidus), de la dose de résidus par kg d'aliment (à partir d'abaques) et de la ration alimentaire journalière de l'oiseau considéré (à partir d'abaques). Le risque à long terme tient compte du facteur de dissipation dans le temps (fonction de la vitesse de dissipation de la substance dans l'aliment) dans le calcul d'exposition. Les autres paramètres, spécifiques des habitudes écologiques des oiseaux, sont fixés à 1 par défaut et peuvent être revus à la baisse sous réserve que des données de la littérature supportent cette baisse.

L'ampleur du risque est estimée par la comparaison des données d'écotoxicité et des seuils d'exposition, au travers du calcul des rapports "toxicité/exposition" (TER). Ces rapports sont comparés à la valeur réglementaire qui représente la marge de sécurité souhaitée entre ces deux grandeurs (seuil sans effet et seuil d'exposition ; ci-après). Cette valeur correspond également au facteur d'extrapolation utilisé pour calculer des PNECs (voir aussi 3.4.2).

Évaluation du risque aigu pour les oiseaux herbivores et insectivores

DL50 gavage > 2000 mg s.a./kg pc
pour un produit appliqué en céréales, à 50 g/ha, deux fois par saison à 14 jours d'intervalle :

		intervalle	14							
		nbre applic	2							
		DT50	10			Dose (kg/ha)	DL50 aiguë (mg/kg pc)			
		fenêtre	21			0,05	2000			
Exposition aiguë					MAF					
		FIR	RUD	ftwa	Table 1	AV	PT	PD	ETE	TER
Gazon	(herb)	0,44	142	1	1,00	1	1	1	3,12	640,20
	(insec)	1,04	52	1	non	1	1	1	2,70	739,64
Céréales	précoce (herb)	0,44	142	1	1,00	1	1	1	3,12	640,20
	précoce (insec)	1,04	52	1	non	1	1	1	2,70	739,64
	tardif	1,04	52	1	non	1	1	1	2,70	739,64
Cultures à feuilles alim	(herb)	0,76	87	1	1,00	1	1	1	3,31	604,96
	(insec)	1,04	52	1	non	1	1	1	2,70	739,64
Vergers, vignobles, houblon		1,04	52	1	non	1	1	1	2,70	739,64

$$\text{TER} = \text{DL50} / \text{ETEa} = 2000/3.75 = 533.5 \quad (> 10)$$

L'évaluation du risque présentée ci-dessus correspond à ce que l'on appelle dans le vocabulaire d'analyse de risque un "pire-cas réaliste" pour les raisons suivantes :

- elle place les oiseaux dans une situation de "non choix" de nourriture,
- elle considère les espèces qui présentent le régime alimentaire le plus pénalisant (régime monotone constitué à 100% de l'aliment considéré),

- les seuils d'effets et les seuils d'exposition correspondent à des espèces d'oiseaux différentes : l'exposition est calculée pour une linotte (insectivore) ou une oie (herbivore), choisies parce qu'elles représentent un "pire-cas" en terme de régime alimentaire, alors que les effets des substances sont testés chez le colin de virginie ou le canard colvert, qui sont les espèces standards pour les essais réalisés (lignes directrices de l'OCDE).

Il s'agit donc de confronter des estimations de type "pire-cas réaliste" pour l'exposition avec des estimations de toxicité établies chez des espèces sensibles. L'introduction du facteur de sécurité ou facteur d'extrapolation permet en outre de tenir compte de la variabilité interspécifique concernant le seuil de sensibilité des espèces utilisées lors des tests, et d'extrapoler à l'ensemble des oiseaux susceptibles d'être exposés.

Si le ratio toxicité-exposition ainsi calculé est supérieur à la valeur seuil correspondante, le risque évalué est considéré comme "acceptable" au sens de la Directive 91/414/EEC. Enfin, tous les ratios toxicité-exposition doivent être supérieurs aux seuils proposés par la Directive pour que le risque pour les oiseaux soit considéré comme acceptable.

3.4.1.4. La prédiction des impacts par l'évaluation du risque au niveau réglementaire

La prédiction de l'écotoxicité

Le mode d'action d'une substance ne suffit pas toujours pour identifier *a priori* les organismes les plus sensibles à une molécule (Johnsen *et al.*, 2001).

Par exemple, les sulfonyl-urées, de par leur structure, visent les enzymes impliquées dans la synthèse des acides aminés valine, leucine et isoleucine et par conséquent, devraient exercer une toxicité uniquement pour les organismes qui les synthétisent (bactéries, champignons) et pas pour des vertébrés ou des micro-arthropodes qui les puisent dans leur alimentation. Pourtant, des effets sont observés dans des populations de collemboles exposées à du triasulfuron, qui peuvent donc s'expliquer uniquement par le mode d'action du triasulfuron (Rebecchi *et al.*, 2000, *in* Johnsen *et al.*, 2001).

D'autres exemples montrent que des effets insecticides se produisent avec des herbicides ou des fongicides chez des espèces non visées. Ceci interdit donc de se limiter, lors de la réalisation des essais d'écotoxicité dans le cadre réglementaire, ou encore lors de l'établissement de protocoles de suivis sur le terrain, aux seules espèces *a priori* les plus directement concernées par l'activité du produit. En revanche, l'ensemble des données d'écotoxicité générées de façon systématique lors de l'examen réglementaire peut permettre d'identifier les espèces les plus à risque, à suivre en priorité dans les programmes de biosurveillance de l'environnement.

La prédiction des impacts sur le terrain

En préambule, il convient de remarquer que l'évaluation du risque conduite dans le contexte réglementaire de l'application de la Directive 91/414/EEC conclut à des risques "acceptables", et non à une absence de risque. Seule l'absence d'exposition, qui est la première étape de l'évaluation du risque, peut permettre de conclure à des risques nuls. Toute exposition peut donc comporter un risque, même minime et indétectable, qui ne peut être assimilé à un risque nul.

Ce constat est valable quelle que soit l'approche retenue pour évaluer les risques, c'est-à-dire aussi bien pour les approches déterministes que probabilistes. En reprenant l'exemple de l'évaluation du risque aigu pour les oiseaux, l'évaluation déterministe du risque consiste à comparer les seuils de sensibilité et les seuils d'exposition par le calcul d'un ratio toxicité-exposition ($TER = DL50/ETE$), et d'introduire un facteur de sécurité (ce rapport doit être supérieur à 10) pour que le risque aigu soit considéré comme acceptable. Ce calcul ne garantit pas l'absence de mortalités sur le terrain, chez des oiseaux qui seraient exposés : ceci s'explique par le fait que la concentration sans effets sur la survie de l'essai d'écotoxicité dont est dérivée la DL50 peut être inférieure à la DL50 divisée par 10. Dans une approche probabiliste, la DL50 utilisée pour évaluer le risque aigu correspondrait au 90^{ème} ou au 95^{ème} percentile de la distribution des DL50 mesurées pour une dizaine d'espèces. Cette DL50 serait

alors directement comparée au seuil d'exposition sans utiliser de facteur de sécurité pour la variabilité inter spécifique puisque celle-ci est ici quantifiée par la distribution des sensibilités.

Dans les deux cas, l'évaluation ne garantit l'absence d'effets létaux, mais en revanche un risque faible de mortalités massives susceptibles d'entraîner un déclin dans les populations.

La première question qui se pose dès lors est celle des effets indirects, non évalués explicitement dans le contexte réglementaire en ce sens que la Directive 91/414/CEE ne propose pas de critère d'acceptabilité, et que seuls des essais conduits sur le terrain, que ce soit des études au champ ou des mésocosmes aquatiques les abordent puisqu'ils participent inévitablement au résultat final observé.

Par exemple, le risque de déclin de populations d'insectes et ensuite d'oiseaux suite à la destruction de zones végétalisées de bordure (entraînant la disparition de l'habitat ou de la ressource alimentaire) n'est pas quantifiable par l'évaluation des risques écotoxicologiques telle qu'elle est menée actuellement.

Cependant, cette lacune dans les paramètres d'évaluation de risque est en principe comblée par le fait que tous les groupes d'organismes font l'objet d'une évaluation des risques, et que le risque doit être acceptable pour tous. De plus, les objectifs de protection édictés dans les documents guides à l'évaluation des risques pour les organismes terrestres (Document Sanco/10329/2002) et aquatiques (Document Sanco/3268/2001) prévoient que la disparition d'espèces n'est pas un effet acceptable dans le contexte de la Directive 91/414/EEC, ce qui limite les risques d'effets indirects par le jeu des relations trophiques.

Par conséquent, en basant sa décision sur le groupe d'organismes le plus critique, la réglementation peut permettre de se prémunir de l'occurrence d'effets indirects, non évalués, mais couverts par l'évaluation des effets directs suite à l'utilisation des produits.

La seconde question est celle de la capacité d'une approche d'évaluation du risque substance par substance à prédire les risques pour les écosystèmes qui sont presque toujours sujets à une multi-exposition.

L'évaluation des risques réalisée *a priori* ne couvre pas la problématique des multi-expositions. Ceci est une inférence inévitable du contexte réglementaire dans lequel cette évaluation est conduite, contexte visant à régir la mise sur le marché du produit évalué. Une telle évaluation conduirait alors à devoir statuer sur un produit pour un risque identifié dans des scénarios faisant intervenir divers produits. Les seules multi-expositions faisant l'objet d'une évaluation du risque concernent les produits phytopharmaceutiques contenant un mélange de plusieurs substances actives, ces produits faisant l'objet d'essais d'écotoxicité, et la multi-exposition à une substance et à ses produits de dégradation.

Les risques, qu'ils soient sanitaires ou environnementaux, liés à l'exposition à de tels mélanges de substances ne sont pas évalués et la réglementation à leur sujet est quasiment inexistante.

Le risque lié à l'exposition simultanée à des substances provenant de produits différents n'en perd pas pour autant sa pertinence puisqu'il correspond à une réalité : le mélange de produits dans la cuve de pulvérisation est une pratique courante, l'exposition des organismes à des produits appliqués à quelques heures voire quelques jours d'intervalle correspond bien souvent à une multi-exposition. A l'échelle du bassin versant, le nombre de produits susceptibles de constituer une exposition pour un même organisme à un moment donné peut même augmenter significativement. Les études conduites sur ce sujet indiquent que dans la majorité des cas, les effets observés correspondent aux effets de la substance la plus toxique (Liess *et al.*, 2005). La limite principale de ce postulat correspond à une exposition simultanée à des substances très toxiques pour des organismes de niveaux trophiques différents, dont le déclin conjugué pourrait se traduire par un effet sur les communautés plus important qu'en cas d'exposition à seulement l'une de ces substances. Le retour du terrain ne permet pas encore d'aller plus avant sur ce point.

Il convient de rappeler que les risques sont évalués pour une substance dans le cadre des recommandations d'usage (dose recommandée, nombre d'applications, intervalle entre les applications) de la préparation qui la contient. Dans la pratique, il y a parfois une succession de traitements impliquant des produits différents apportant la même substance active, dont l'évaluation individuelle aura conclu à un risque acceptable pour un nombre limité d'applications. Si trois traitements avec une substance donnée à 7 jours d'intervalle présentent un risque acceptable pour la faune et la flore non visées, on ne peut en déduire *a priori* que 6 traitements (soit 2 fois trois traitements autorisés) avec

cette même substance sous deux formulations différentes présentent un risque acceptable pour la faune et la flore non visée. Ce type de multi-exposition à la même substance n'est pas couvert par l'évaluation des risques réalisée au niveau de chaque produit.

Enfin, la question la plus générale que pose le principe même d'une évaluation des risques effectuée dans un contexte réglementaire a trait à sa pertinence scientifique. En effet, la difficulté réside dans le fait d'évaluer des risques spécifiques en utilisant des outils génériques et standardisés, qui seuls permettent d'évaluer le danger et le risque de manière systématique et exploitable.

Il y a en effet une contradiction apparente entre la standardisation des outils et l'objectif d'une évaluation scientifique et donc soumise à une logique progressive et forcément dédiée. Il en découle le problème de la quantité d'informations qui est jugée nécessaire pour décrire l'écotoxicité d'un produit et donc pour considérer que les dangers et les risques ont pu être évalués. L'expérience dans le domaine de cette évaluation réglementaire montre aujourd'hui qu'aucune substance active n'est totalement comparable à une autre du point de vue du profil écotoxicologique et que les dossiers qui comportent des ensembles d'études identiques sont rares. Ce constat est la preuve qu'au-delà du passage de chaque substance au travers du tamis d'essais d'écotoxicité systématique imposé par la Directive (cases bleues du Tableau 3.4-1), les questions générées par ce premier examen n'ont souvent trouvé des réponses que dans une évaluation affinée impliquant des essais supplémentaires dédiés. Dès lors, si ces réponses remplissent les objectifs de protection fixés (la protection des populations non visées les plus vulnérables) l'équilibre entre le tamis systématique et l'évaluation dédiée est trouvé.

La question de la pertinence des évaluations effectuées survient également sur le long terme (*i.e.*, les outils développés il y a dix ans sont-ils toujours à même de constituer un filtre efficace ?). Elle concerne surtout les essais d'écotoxicité qui constituent le tamis d'essais sur lequel les substances passent systématiquement. Au fil des ans, ces essais ont été intégrés de plus en plus en amont dans le processus de développement des nouvelles molécules, en particulier lors des screenings. Il en résulte que les molécules choisies pour être développées présentent de plus en plus un profil écotoxicologique "de base" (*i.e.* d'après les essais introduits dans le screening) satisfaisant, tout en ayant l'activité recherchée. C'est ainsi que sont apparus des insecticides peu toxiques pour la daphnie ou des herbicides peu toxiques pour les algues tout en restant efficaces à quelques grammes par hectare. L'exemple qui illustre le mieux ce dernier cas est celui des herbicides de la famille des sulfonyles. En dépit de leur faible toxicité aiguë pour les algues, ces herbicides restent extrêmement efficaces sur les plantes terrestres et le développement plus récent d'un essai d'écotoxicité impliquant la lentille d'eau (*Lemna gibba*) a démontré la phytotoxicité pour les plantes aquatiques (Tableau 3.4-2).

Tableau 3.4-2. Seuils d'effets (estimés par les CE50) des herbicides de la famille des sulfonyles pour les algues et les plantes aquatiques (source: AGRITOX).

Substance	CE50 algue (espèce la plus sensible) en mg/L	CE50 plante aquatique (<i>Lemna gibba</i> ou <i>L. minor</i>) en mg/L	Ratio (CE50 algue / CE50 plante)
Amidosulfuron	47	-	-
Azimsulfuron	0,012	0,008	1,5
Bensulfuron-methyl	2	-	-
Chlorsulfuron	1,2	-	-
Cinosulfuron	4,6	-	-
Flazasulfuron	> 0,005-0,055*	0,00004	12,5-1375
Foramsulfuron	3,3	0,00065	5076
Iodosulfuron	0,07	0,000418	167
Metsulfuron-methyl	0,045	0,0036	12,5
Nicosulfuron	182	0,0027	67400
Prosulfuron	0,0089	0,00126	7
Rimsulfuron	1,6	0,0046	347
Sulfosulfuron	0,221	0,00096	230
Thifensulfuron-methyl	0,0159	0,0013	12,2
Triasulfuron	0,035	0,000068	514
Tribenuron-methyl	0,021	0,0056	3,75
Triflousulfuron-methyl	0,046	0,00215	21,4

* intervalle pour toutes les valeurs

Cette observation a conduit les évaluateurs à demander aux industriels déposant un dossier d'évaluation pour une substance herbicide de fournir un essai d'écotoxicité avec une plante aquatique de façon de plus en plus systématique. Cet essai fait aujourd'hui partie des données de base pour les herbicides exigé par la Directive 91/414/EEC.

3.4.1.5. Idées essentielles

L'évaluation des risques écotoxicologiques des produits phytopharmaceutiques réalisée dans le contexte de la Directive 91/414/EEC est sur le principe une évaluation réalisée *a priori* (sauf pour les substances mises sur le marché avant la mise en place de la Directive), sur la base d'outils de prédiction de l'exposition et des impacts et dans l'objectif de se placer dans les conditions prévues d'utilisation des produits.

Dans le cas des produits phytopharmaceutiques, l'évaluation des risques fournit des critères décisionnels, c'est-à-dire que la décision d'autoriser la mise sur le marché d'un produit passe nécessairement par la connaissance des impacts et des risques associés. Ce caractère essentiel d'une démonstration préalable de l'acceptabilité des risques est retrouvé pour les substances biocides mais pas pour les substances chimiques en général à quelques exceptions près.

Les objectifs de protection de la Directive 91/414/EEC reposent sur une distinction entre les organismes visés et les organismes non visés, placés dans le contexte fonctionnel de l'écosystème agricole. Il n'y a pas de choix *a priori* entre la protection de la structure ou du fonctionnement de l'écosystème. En ce qui concerne la structure des écosystèmes, les objectifs de protection, en se référant à l'espèce, rencontrent les objectifs de protection de la biodiversité. Il n'y a pas de prévalence d'un risque sur un autre.

L'évaluation des risques conduite dans ce contexte est un travail exhaustif permettant de procéder à une description des principales propriétés écotoxiques et environnementales (approche transversale) de toutes les substances, des produits dans lesquels elles entrent ainsi que des métabolites ou produits de dégradation majeurs de la substance active dans les milieux. C'est une approche progressive, déroulant l'évaluation des risques en différentes étapes, permettant ainsi de n'approfondir que les points critiques du point de vue des risques et non des dangers. Pour des substances anciennes, dont l'utilisation est antérieure à la mise en place de la Directive, l'évaluation peut intégrer le retour du terrain (données de suivi disponibles) comme éléments d'aide à la décision.

Du point de vue de la prédiction des risques, l'évaluation des risques réalisée prévient un déclin des populations non visées suite à des effets létaux et sublétaux du pesticide évalué, ainsi qu'un déclin des populations non visées suite à des effets indirects des pesticides, sous réserve d'une utilisation des produits qui soit conforme à la réglementation. Elle ne garantit pas l'absence d'effets au niveau de ces populations.

L'évaluation des risques effectuée *a priori* a cependant des limites, propres à son contexte réglementaire mais aussi liées à un manque de données écologiques et écotoxicologiques dans certains domaines. Les limites liées à son statut réglementaire concernent les expositions multiples, simultanées ou non, des écosystèmes à des substances différentes, mais aussi des expositions répétées à la même substance (au-delà de celles évaluées pour un même produit) survenant lors du recours à des spécialités phytopharmaceutiques différentes mais apportant la même substance. Ces cas de figure ne sont pas pris en compte dans le contexte de l'application de la Directive 91/414/EEC et le retour du terrain est fragmentaire à leur sujet. Il n'est donc pas possible de se prononcer sur les risques associés susceptibles d'être extrapolés à partir des évaluations individuelles qui sont réalisées. Les limites liées à un manque de données d'ordre écologiques et écotoxicologiques se traduisent par le fait qu'un certain nombre de groupes trophiques ne font pas, dans ce contexte réglementaire, l'objet d'évaluations de risques dédiées, sans qu'il soit possible de savoir si ces organismes sont protégés par les évaluations réalisées. Ce processus réglementaire a cependant permis d'identifier les substances réellement problématiques pour l'environnement (et pour la santé humaine), et a conduit à leur retrait du marché soit parce qu'elles n'ont pas fait l'objet de dépôt de dossier conforme aux exigences de la Directive, soit parce que l'évaluation des risques n'a pas permis d'identifier d'usage acceptable pour ces substances au niveau européen. Le tableau 3.4-3 regroupe les substances qui ont été évaluées à ce jour et pour lesquelles une décision a été prise.

Tableau 3.4-3. Substances pour lesquelles une décision a été prise au 01 janvier 2005. Toutes les substances non marquées d'un astérisque sont inscrites à l'Annexe I de la Directive 91/414/EEC. Les substances marquées d'un astérisque ne sont pas inscrites à l'Annexe I.

2,4 D	Dinoterb*	loxynil	Prophame*
2,4 DB	Diquat	lprodione	Propiconazole
Acephate*	DNOC*	lprovalicarbe	Propinebe
Acetamiprid	Esfenvalerate	Isoproturon	Propoxycarbazone-sodium
Acibenzolar-S-methyl	Ethofumesate	Isoxaflutole	Propyzamide
Aldicarb*	Ethoxysulfuron	Kresoxim	Prosulfuron
Alpha cypermethrin	Famoxadone	Lamba cyhalothrine	Pseudomonas chloraphis
Amitraze*	Fenamidone	Lindane*	Pymetrozine
Amitrole	Fenarimol	Linuron	Pyraclostrobine
Atrazine*	Fenhexamid	Mecoprop	Pyraflufen-ethyl
Azinphos-ethyl*	Fenthion*	Mecoprop P	Pyrazophos*
Azimsulfuron	Fentin-acetate*	Mepanipyrim	Pyridate
Azoxystrobine	Fentin-hydroxyde*	Mesosulfuron-methyl	Quinoxyfen
Benalaxyl	Ferric-phosphate	Mesotrione	Quintozene*
Benomyl*	Flazasulfuron	Metalaxyl M	Siltiofam
Bentazone	Florasulam	Metsulfuron-methyl	Simazine*
Benzoic acid	Flufenacet	Molinate	Spiroxamine
Beta cyfluthrine	Flumioxazine	Monolinuron*	Sulfosulfuron
Bromoxynil	Flupyrsulfuron-methyl	Oxadiargyl	Tecnazene*
Carfentrazone	Fluoxypyr	Oxasulfuron	Thiabendazole
Chlorpropham	Flurtamone	Paraquat	Thiacloprid
Chlozolinate*	Flusilazole	Parathion*	Thifensulfuron-methyl
Cinidon-ethyl	Foramsulfuron	Parathion-methyl*	Thiram
Cyazofamid	Fosthiazate	Pendimethalin	Triasulfuron
Cyclanilide	Glyphosate	Permethrine*	Trifloxystrobin
Cyfluthrine	Glyphosate-trimesium	Phenmedipham	Sulfosulfuron
Cyhalofop-butyl	Hydrazide maleique	Phosphate ferrique	Vinclozoline
Deltamethrine	Imazalil	Picolonafen	Ziram
Desmediphame	Imazamox	Picoxystrobine	Zoxamide
Dimethenamid-P	Iodosulfuron-methyl sodium	Prohexadione-calcium	

3.4.2. Observations - réseaux de surveillance

Les méthodes qui permettent l'évaluation de la qualité des milieux naturels sont schématiquement réparties en deux catégories distinctes, les méthodes d'analyse physico-chimiques d'une part et les méthodes biologiques d'autre part. La mise en œuvre simultanée de ces deux démarches permet la réalisation d'études de biosurveillance, voire la constitution de réseaux de surveillance de la qualité des milieux.

3.4.2.1. Méthodes physico-chimiques

La mise en œuvre de l'approche physico-chimique constitue la démarche la plus ancienne et la plus utilisée pour apprécier la qualité des milieux. Des méthodes permettant l'analyse de nombreux pesticides dans les matrices environnementales sont d'ores et déjà disponibles (voir par exemple Font *et al.*, 1993 ; Stout *et al.*, 1998). Même si cette approche présente de nombreuses limites qui sont décrites ci-dessous, la surveillance environnementale est incontournable, que ce soit dans la perspective de la mise en œuvre de la DCE, que pour l'évaluation de l'efficacité des programmes visant à limiter les pollutions ou pour le suivi post-homologation des substances.

Interprétation des données

L'interprétation des résultats se fait le plus souvent par comparaison des valeurs obtenues avec des valeurs de référence, lesquelles n'existent le plus souvent que pour l'eau. A l'heure actuelle (IFEN, 2004), les valeurs de référence utilisées sont essentiellement celles qui ont été établies pour les normes de potabilité (0,1 µg/L en général pour chaque substance, 0,5 µg/L pour l'ensemble des substances,

selon la Directive 80/778/EEC, 1980⁵). Dans le cadre de la mise en place de la DCE, des valeurs seuils doivent être déterminées pour une liste de substances prioritaire dans les eaux douces, dont 10 pesticides (alachlore, atrazine, chlorfenvinphos, chloryrifos-éthyl, diuron, alpha-endosulfan, lindane, isoproturon, simazine, trifluraline). Les concentrations prédites sans effet (*Predicted No Effect Concentrations* ou PNEC) déterminées lors de l'évaluation du risque écotoxicologique de ces substances pour les milieux aquatiques sont l'un des moyens utilisables pour établir ces valeurs seuils et elles pourraient de la même façon être utilisées pour analyser les résultats des réseaux de surveillance de la qualité des ressources en eau. En ce qui concerne les milieux marins, il semble que les PNEC établies pour les eaux douces puissent être utilisées, sous réserve que des précautions soient prises dans la constitution des jeux de données utilisés pour les déterminer (Maltby *et al.*, 2005). A terme, cette démarche devrait aussi concerner les sédiments et les sols, voire les organismes. La PNEC est définie de telle façon qu'en dessous de cette concentration, la substance ne devrait pas avoir d'effet indésirable sur le compartiment concerné. La détermination des PNEC n'est possible que lorsqu'il existe suffisamment d'informations sur l'écotoxicité des substances.

Deux approches sont généralement utilisées pour déterminer les valeurs des PNEC à partir des données d'écotoxicité (INERIS, 2004) :

- l'utilisation de facteurs d'extrapolation (lorsqu'un nombre restreint de données est disponible): **approche dite "déterministe"**,
- l'utilisation d'une méthode statistique (lorsqu'un grand nombre de données est disponible): **approche dite "probabiliste"**.

Approche déterministe

Cette méthode consiste à utiliser les résultats des tests de toxicité effectués sur l'espèce la plus sensible des espèces testées en leur appliquant un facteur d'incertitude qui varie en fonction de la nature et de la quantité des données disponibles. L'objectif est de pouvoir extrapoler à l'ensemble d'un écosystème (ou d'un compartiment de l'environnement) les effets observés sur une espèce ou sur un nombre limité d'espèces. Le facteur d'extrapolation permet alors de couvrir la variabilité possible des réponses liée aux différences inter-individuelles ou inter-spécifiques, ou bien encore aux différences entre effets à court terme et effets à long terme. Le principe est identique à l'approche décrite pour l'évaluation a priori des produits phytopharmaceutiques (section précédente).

Des règles d'attribution d'une valeur au facteur d'extrapolation ont été définies pour les eaux douces, les sédiments, les sols et les prédateurs (tableaux 3.4-4 à 3.4-7). Dans le cas des prédateurs, ce sont les résultats d'essais par contamination orale sur les mammifères qui sont utilisés.

Tableau 3.4-4. Facteurs d'extrapolation pour la dérivation des PNEC pour les eaux douces (d'après INERIS, 2004).

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
Au moins une CL50 d'un essai à court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poisson, invertébré et algue)	1000 ^a
Une NOEC d'un essai à long terme (poisson ou invertébré)	100 ^b
Deux NOEC d'essais à long terme pour 2 niveaux trophiques (poisson et/ou invertébré et/ou algues)	50 ^c
Trois NOEC d'essais à long terme pour 3 niveaux trophiques (poisson, invertébré et algue le plus souvent)	10 ^d
Données de terrain ou de mésocosmes	Évalué au cas par cas ^e

(a) L'utilisation d'un facteur d'incertitude de 1000 permet de protéger l'écosystème de l'ensemble des variations et incertitudes, en considérant qu'elles contribuent toutes de façon significative à l'incertitude totale. Pour certaines substances, il est possible qu'une des composantes de l'incertitude soit plus importante ou négligeable par rapport aux autres. Dans ce cas le facteur peut varier en fonction de ces données.

⁵ Council Directive 80/778/EEC of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption, JOCE, L 229 30.08.1980, p.11.

(b) Il faut que la NOEC corresponde au niveau trophique ayant la CL50 la plus basse dans les essais court terme. Dans le cas contraire, la NOEC ne peut pas être considérée comme protectrice d'autres espèces plus sensibles. C'est alors la CL50 la plus faible qui est utilisée avec un facteur d'incertitude de 1000 pour déterminer la PNEC aquatique, sauf si cette PNEC est plus élevée que la PNEC calculée d'après la première NOEC.

(c) Un facteur de 50 s'applique à la plus basse des deux NOEC si celle-ci couvre le niveau trophique possédant la plus basse CL50 dans les essais à court terme. Dans le cas contraire, c'est-à-dire si la NOEC ne correspond pas à l'espèce la plus sensible, la PNEC est calculée à partir de la NOEC la plus faible, en utilisant un facteur d'incertitude de 100 et non de 50.

(d) Un facteur de 10 s'applique lorsque des NOEC issues d'essais à long terme sont disponibles pour au moins trois niveaux trophiques différents. La NOEC la plus basse sert à dériver la PNEC aquatique. Cependant, le facteur 10 n'est appliqué que si la NOEC la plus faible correspond à une espèce pouvant être considérée comme représentative du maillon le plus sensible de l'écosystème. Dans le cas où la plus basse NOEC n'a pas été générée avec l'espèce la plus sensible lors d'essais à court terme, un facteur de 50 au lieu de 10 lui est appliqué pour déterminer la PNEC.

(e) A la suite d'études en mésocosmes ou de terrain, un facteur d'incertitude peut être déterminé au cas par cas en fonction de la pertinence des données recueillies.

Tableau 3.4-5. Facteurs d'extrapolation pour la dérivation des PNEC pour les sédiments (d'après INERIS, 2004).

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
Une donnée à long terme	100
Deux données à long terme pour des espèces ayant des habitats et des modes d'alimentation différents	50
Trois données à long terme pour des espèces ayant des habitats et des modes d'alimentation différents	10

Tableau 3.4-6. Facteurs d'extrapolation pour la dérivation des PNEC pour les sols (d'après INERIS, 2004).

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
CL(E)50 d'essai de toxicité à court terme (par ex. plantes, vers de terre, ou micro-organismes)	1000
Une NOEC d'essai de toxicité à long terme (par ex. plantes)	100
NOEC d'essais à long terme supplémentaire pour deux niveaux trophiques	50
NOEC d'essais à long terme supplémentaire pour trois niveaux trophiques	10
Données de terrain / données d'écosystèmes modèles	Évalué au cas par cas

Tableau 3.4-7. Facteurs d'extrapolation pour la dérivation des PNEC pour les prédateurs (d'après INERIS, 2004).

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
Au moins une CL50 d'un essai à court terme (5 jours)	1000
Une NOEC d'un essai à doses répétées (28 jours)	100
Une NOEC d'un essai à doses répétées (90 jours)	30
Au moins une donnée chronique (reproduction)	10

Les facteurs d'extrapolation présentés ci-dessus sont utilisés pour évaluer les risques posés par les substances chimiques au sens large du terme.

Les facteurs d'extrapolation qui sont utilisés pour évaluer les risques pour les pesticides sont issus des principes uniformes de l'Annexe VI de la Directive 91/414/EEC (2004). Ces facteurs d'extrapolation sont appelés "facteurs de sécurité" et dérivent directement des facteurs d'extrapolation présentés ci-dessus, mais tiennent compte du fait que, conformément aux exigences de la Directive, des résultats sont disponibles pour des essais d'écotoxicité aiguë et chronique réalisés pour l'ensemble des organismes faisant l'objet d'une évaluation du risque (voir section 3.4.1). Aussi, pour les organismes terrestres et aquatiques, d'autres facteurs de sécurité sont utilisés (Tableau 3.4-8).

Tableau 3.4-8. Facteurs d'extrapolation (=facteurs de sécurité) pour l'évaluation du risque pour les organismes terrestres et aquatiques (d'après Directive 91/414/EEC).

Organismes	Type d'essai / donnée	Facteur d'extrapolation
Aquatiques	Aigu / CE50	100
	Chronique / NOEC	10
	Chronique /NOEC micro/mésocosme	1-10
Oiseaux et mammifères	Aigu / DL50	10
	Court terme / DL50	10
	Long terme/ NOEC	5
Organismes du sol	Aigu / DL50	10
	Long terme / NOEC	5

Approche probabiliste

Lorsqu'un grand nombre de données d'écotoxicité est disponible, une PNEC peut être déterminée statistiquement à partir de la courbe de distribution de la sensibilité des espèces (*Species Sensitivity Distribution* ou SSD ; Aldenberg & Slob, 1993). L'incertitude liée à la variabilité intra-spécifique et inter-spécifique diminue lorsque le nombre de données disponibles augmente. Cette procédure a été acceptée au sein des groupes techniques de l'Union Européenne dans le cadre du Règlement sur les substances existantes (CE 793/93). Elle suppose que les données (NOEC, CE₅₀, etc.) obtenues pour différentes espèces sont distribuées suivant une loi statistique connue (log-logistique, log-normale, etc. ; Aldenberg & Slob, 1993 ; Aldenberg et Jaworska, 2000 ; Fig. 3.4-5). Dans la mesure du possible, ce sont des NOEC qui sont utilisées.

Lorsque plusieurs valeurs de NOEC sont disponibles pour une même espèce, c'est la moyenne géométrique de ces NOEC sur le critère d'effet le plus sensible qui est utilisée. Une valeur de référence est déterminée comme étant égale au 5^{ème} percentile de la distribution de ces données (HC₅ : *Hazardous Concentration for 5 % of species*). Un intervalle de confiance pour cette concentration peut être déterminé par bootstrap.

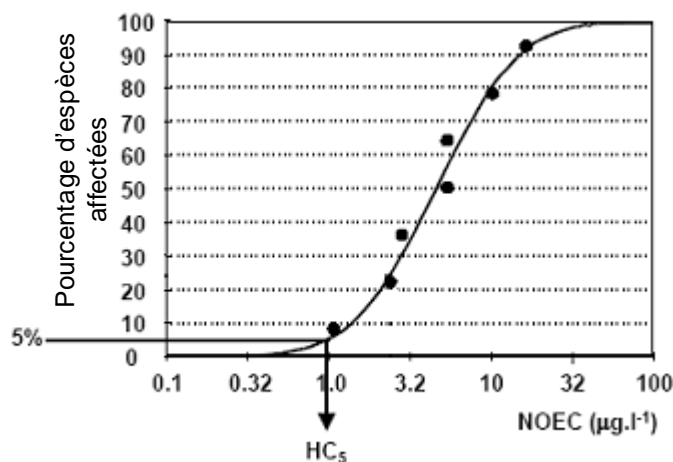


Figure 3.4-5. Exemple de courbe de distribution de sensibilité des espèces pour une substance (HC₅: *Hazardous Concentration for 5 % of species*).

La PNEC correspond à la valeur de référence divisée par un facteur d'extrapolation de 1 à 5 qui est déterminé au cas par cas selon :

- la diversité et la représentativité des espèces et des stades de développement testés,
- la qualité des données et des critères d'effets observés (critères d'effets chroniques en particulier),
- la connaissance du mode d'action toxicologique de la substance,
- l'incertitude dans l'estimation du 5^{ème} percentile (conformité de la distribution observée par rapport à une distribution théorique, taille de l'intervalle de confiance),
- la comparaison avec des données obtenues en mésocosmes ou lors d'études de terrain.

Au niveau réglementaire européen, cette méthode n'est utilisée que s'il existe au moins 10 (et de préférence 15) NOECs, correspondant à des effets à long terme et déterminées sur des espèces différentes appartenant à 8 groupes taxonomiques différents (INERIS, 2004).

En l'absence de données expérimentales concernant les organismes benthiques ou terrestres, une $PNEC_{\text{sédiments}}$ ou une $PNEC_{\text{sol}}$ peut être déterminée par la méthode du coefficient de partage (INERIS, 2004). Cette méthode suppose que les organismes benthiques ou terrestres ont la même sensibilité que les organismes de la colonne d'eau et que la concentration dans les sédiments (ou dans le sol) est en équilibre avec la concentration dans l'eau interstitielle et dans les organismes benthiques (ou terrestres).

En ce qui concerne les pesticides, des PNEC pour les écosystèmes aquatiques ont été établies par la Commission d'Etude de la Toxicité pour 163 substances actives répertoriées dans la base AGRITOX. Certaines PNEC sont libellées comme "provisoires" lorsqu'elles n'ont pas été mentionnées explicitement dans un procès verbal de la Commission. Ces PNEC sont définies sur la base des données d'écotoxicité disponibles dans le cadre de l'examen réglementaire des dossiers d'évaluation des substances actives et des préparations, et intègrent les facteurs de sécurité définis par la Directive 91/414/EEC (Tableau 3.4-8). Elles intègrent l'ensemble des données aiguës et chroniques disponibles, éventuellement des données issues d'études en écosystèmes artificiels (micro ou mésocosmes) et sont établies suivant une approche déterministe ou probabiliste.

Près de 20 % de ces PNECs (31 sur 163) sont inférieures ou égales à 0,1 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 3.4-6). Les molécules concernées sont essentiellement des insecticides et des herbicides.

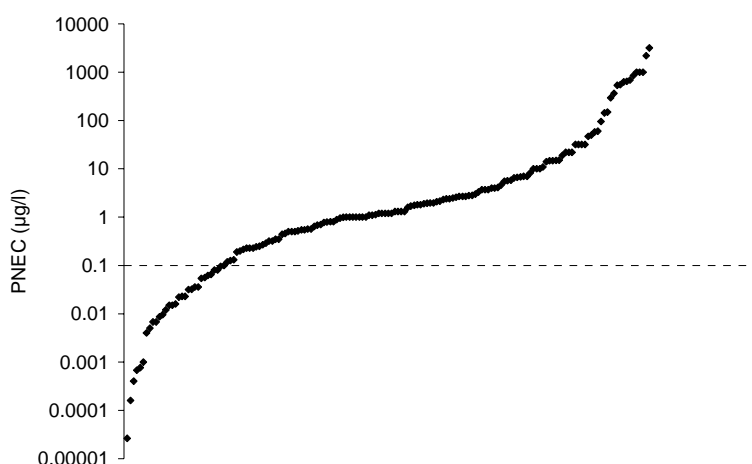


Figure 3.4-6. Distribution des valeurs de PNEC (provisoires ou validées par la Commission des Toxiques) pour les substances actives répertoriées dans la base de données AGRITOX.

Limites de l'approche physico-chimique

L'approche physico-chimique de l'évaluation de la qualité des milieux présente de nombreuses limites :

- une analyse effectuée sur un échantillon prélevé dans une station donnée et à un moment particulier n'a qu'une valeur ponctuelle dans le temps et dans l'espace ; lors d'une pollution localisée et/ou de courte durée par exemple, un prélèvement peut être réalisé au mauvais endroit ou trop tard pour que l'identification et/ou la quantification des substances en cause soit possible.
- aucune méthode ne permet de détecter et de quantifier simultanément tous les pesticides présents dans un échantillon, notamment du fait de leur grande diversité chimique, de la présence éventuelle de produits de dégradation inconnus ou d'interférences dues aux caractéristiques des matrices analysées (Peijnenburg & Jager, 2003). Les analyses sont actuellement effectuées par des méthodes d'analyse multirésidu qui représentent un compromis entre le nombre de substances quantifiables dans un même échantillon, le coût de l'analyse et les performances. Les doses d'emploi des substances "modernes" sont de plus en plus réduites, ce qui a pour corollaire que les concentrations de ces substances dans

l'environnement devraient être de plus en plus faibles, ce qui ne sera pas sans poser d'importants problèmes pour les détecter et les quantifier.

- les limites de détection des méthodes analytiques sont parfois supérieures aux concentrations pour lesquelles des effets biologiques peuvent être observés voire aux PNECs.
- la non-détection d'une substance ne signifie pas nécessairement qu'elle ne pose pas de problème environnemental. Il peut s'agir de la conséquence d'un plan d'échantillonnage ou de méthodes analytiques inadaptées.
- la mise en évidence de la présence d'une substance ne fournit pas nécessairement d'informations sur les effets toxiques qu'elle est susceptible d'entraîner, car la biodisponibilité de certaines substances (et donc leur capacité à pénétrer dans les organismes et à exercer un éventuel effet toxique) varie en fonction des conditions environnementales (Knezovich *et al.*, 1987 ; Verge *et al.*, 2001).
- les interactions entre pesticides ou entre ces molécules et les autres facteurs du milieu peuvent parfois se traduire par une exacerbation (synergie) ou au contraire une réduction (antagonisme) de leur toxicité. De ce fait, l'information sur la présence des substances considérées isolément n'est pas nécessairement suffisante pour évaluer les conséquences de la contamination.
- pour une même concentration d'une substance, les effets biologiques peuvent être très différents d'une espèce à une autre, ou dépendre, pour une même espèce, du stade de développement ou de l'état physiologique des individus.
- il est difficile de relier les concentrations observées avec l'origine spatiale et temporelle des contaminations (sources ponctuelles vs. sources diffuses).
- en France, il n'y a pas de réseau national d'évaluation de la qualité de l'eau vis-à-vis de la contamination par les pesticides et les informations disponibles à l'échelle du territoire découle de l'agrégation des données fournies par différents réseaux de surveillance (travail de compilation réalisé par l'IFEN) qui ont des objectifs et des caractéristiques (méthodes analytiques, fréquences d'échantillonnage, etc.) fréquemment différents. La mise en place d'une coordination au niveau national pourrait grandement améliorer la situation.

Au final, l'image obtenue est probablement assez fortement biaisée et le fait que les chroniques de données soient hétérogènes et pas assez longues ne permet pas de dégager des tendances de la contamination des milieux aquatiques, qui sont pourtant indispensables dans la perspective de la mise en œuvre de la DCE.

3.4.2.2. Approches biologiques

Les effets d'une perturbation d'origine humaine telle que l'introduction d'un pesticide dans un écosystème peuvent se produire à différents niveaux d'organisation biologique, depuis celui des individus et des populations, jusqu'à celui de l'écosystème dans son ensemble, en passant par les assemblages d'espèces et les communautés (Caquet & Lagadic, 1998). Des paramètres biologiques peuvent être mesurés à ces différents niveaux et constituer autant de signaux indiquant qu'une perturbation a eu lieu (Fig. 3.4-7).

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité des milieux naturels, plusieurs stratégies biologiques complémentaires peuvent être utilisées (Amiard *et al.*, 1998) : mesure de **biomarqueurs**, analyses sur des **espèces sentinelles** et recherche de **bioindicateurs**.

Biomarqueurs

Définitions

Selon la définition classique de la NRC⁶, les biomarqueurs sont des variations, inductibles par les xénobiotiques, de composants ou processus, structures, ou fonctions cellulaires ou biochimiques, qui peuvent être mesurées dans un échantillon ou un système biologique (NRC, 1987). Les informations issues de recherches plus récentes ont conduit à reconsidérer cette définition, issue du domaine de la

⁶ NRC: Committee on biological markers of the National Research Council

toxicologie humaine, et à mieux circonscrire son champ d'application dans le contexte de l'étude des effets des contaminants de l'environnement.

Selon Lagadic *et al.* (1997a), les biomarqueurs sont "des changements observables et/ou mesurables au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant". Il convient de signaler ici que certains auteurs (voir par exemple Blandin, 1986) ont utilisé le terme de "bioindicateur" pour désigner des descripteurs de type biomarqueur mais cette utilisation prête à confusion (Amiard *et al.*, 1998). En corollaire, il faut ajouter qu'un biomarqueur mesuré au niveau individuel ne trouve sa signification écotoxicologique que lorsqu'il permet de décrire, d'expliquer, voire même parfois de prédire, les effets des polluants sur les populations et communautés évoluant dans leur environnement naturel.

Certains pesticides peuvent pénétrer dans les organismes. Ils se répartissent alors au sein des tissus où ils interagissent avec diverses molécules biologiques. Les interactions moléculaires se traduisent par une (ou des) variation(s) de paramètres biochimiques, lesquels peuvent alors être utilisés comme biomarqueurs de l'exposition de l'organisme aux toxiques. Certains changements biochimiques peuvent avoir des effets physiologiques sur les individus. Lorsqu'un grand nombre d'individus est affecté, les effets des toxiques sont décelables au sein des populations dont les performances écologiques (taux de croissance, expansion, efficacité d'utilisation des ressources, adaptabilité...) peuvent être perturbées. A terme, les déséquilibres causés par la disparition ou, au contraire, l'expansion excessive de quelques populations (bioindicateurs) peuvent se répercuter sur l'ensemble des communautés, modifiant ainsi le fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble.

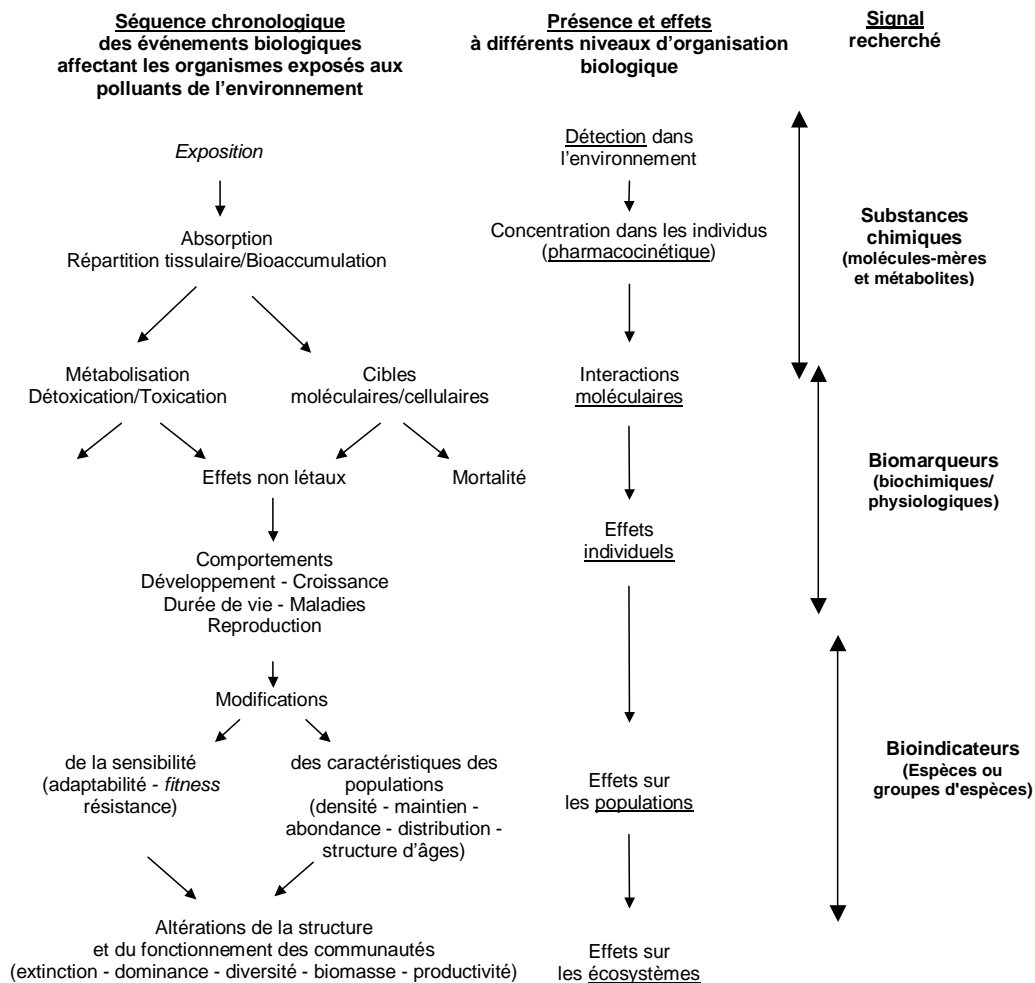


Figure 3.4-7. Chronologie théorique des effets induits par l'introduction d'un pesticide dans le milieu naturel (d'après Caquet & Lagadic, 1998).

Il est fréquent que les biomarqueurs soient répartis en trois catégories (NAS/NRC, 1989) : les biomarqueurs d'exposition à un xénobiotique, les biomarqueurs d'effets de l'exposition et les biomarqueurs de sensibilité aux effets provoqués par l'exposition.

Les **biomarqueurs d'exposition** indiquent que le polluant a pénétré dans l'organisme. Ils correspondent fréquemment au résultat de l'interaction du polluant avec des molécules biologiques présentes dans l'organisme intoxiqué : métabolites spécifiques de la conjugaison au glutathion ou à d'autres substrats endogènes (Timbrell *et al.*, 1994), adduits à l'ADN (Varanasi *et al.*, 1989 ; Van der Oost *et al.*, 1994 ; Walsh *et al.*, 1995), etc.

Les **biomarqueurs d'effet** permettent de montrer que le polluant a pénétré dans l'organisme, qu'il s'est éventuellement réparti entre les différents tissus et qu'il a interagit avec une ou des cibles biologiques (McCarthy & Shugart, 1990 ; Huggett *et al.*, 1992 ; Peakall, 1992 ; Peakall & Shugart, 1993 ; Depledge & Fossi, 1994 ; Fossi & Leonzio, 1994 ; Adams *et al.*, 2000, 2001). La spécificité de ces biomarqueurs est variable et elle peut s'appréhender de différentes manières : spécificité par rapport à un tissu ou à un organe, par rapport à un groupe taxonomique, par rapport à une classe de toxique, etc. L'une des démarches adoptées pour l'identification de biomarqueurs est d'utiliser les connaissances disponibles sur le mode d'action de la substance d'intérêt. Si les cibles sont connues (acétylcholinestérase - AChE par exemple), elles peuvent servir de bases pour l'identification de paramètres susceptibles de servir de biomarqueurs.

Les **biomarqueurs de sensibilité** (Depledge *et al.*, 1993 ; Forbes *et al.*, 1995 ; Forbes et Depledge, 1996) traduisent la variabilité des réponses (le plus souvent d'origine génétique) à la contamination par les polluants. La résistance aux pesticides, définie comme une diminution de sensibilité, d'origine génétique, en réponse à la sélection par des molécules toxiques, a été largement étudiée chez les invertébrés, plus précisément chez les insectes (Roush & Tabashnik, 1990 ; Raymond, 1996) et chez les végétaux (Smeda & Vaughn, 1997). Des facultés acquises génétiquement, comme l'augmentation de la quantité de glutathion *S*-transférases et d'enzymes du système à monooxygénases ou bien encore la diminution de la sensibilité des AChE, constituent des manifestations de ce phénomène, dont l'utilisation en tant que biomarqueurs peut être envisagée (Livingstone, 1993; Lagadic *et al.*, 1994). De nombreux paramètres utilisés comme biomarqueurs joueraient un rôle fonctionnel dans l'organisme, y compris parfois en l'absence de contaminants (Depledge, 1994 ; Fig. 3.4-8).

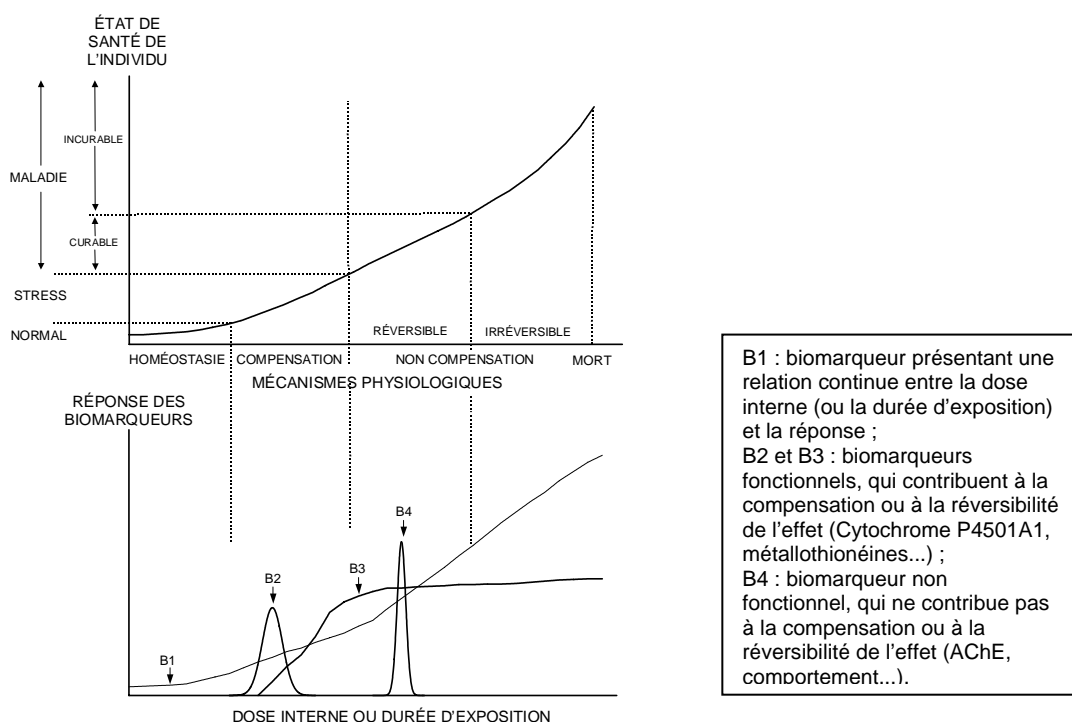


Figure 3.4.8. Évolution du rôle des biomarqueurs en fonction de la dose interne en toxique ou de la durée d'exposition (d'après Depledge, 1994 in Lagadic *et al.*, 1997a).

Pour des faibles doses individuelle de toxique et/ou si l'exposition est brève (paramètres variables selon l'espèce, l'âge, le stade de développement, etc.), les biomarqueurs contribuent essentiellement au maintien de l'homéostasie de l'organisme. Lorsque la dose et/ou la durée d'exposition augmentent, certains biomarqueurs interviennent pour compenser l'action des contaminants, notamment en limitant leur toxicité (biomarqueurs de compensation : EROD, métallothionéines par exemple). D'autres biomarqueurs au contraire reflètent l'action toxique des contaminants (biomarqueurs de non-compensation : inhibition de l'AChE, formation d'adduits aux macromolécules par exemple). Pour des doses plus élevées et/ou des durées d'exposition plus importantes, les biomarqueurs de compensation ne suffisent plus à limiter l'action des polluants toxiques, et l'état de santé des individus se dégrade de façon fréquemment irréversible ; l'issue est alors fréquemment fatale, même lorsque l'exposition a cessé.

Le Tableau 3.4-9 fournit des exemples de biomarqueurs d'effets. Cette liste (ainsi que celle des références correspondantes) n'est pas exhaustive et elle s'accroît régulièrement à mesure des progrès des méthodes d'analyse, mais aussi du fait de l'émergence de problématiques environnementales nouvelles (identification d'une contamination par de nouvelles substances). Des informations sur les principaux biomarqueurs et leurs applications peuvent être trouvées dans Lagadic *et al.* (1997b, 1998, 2000).

Tableau 3.4-9. Liste des principaux biomarqueurs proposés dans la littérature.

Biomarqueurs	Références
Intégrité de l'ADN	Rether <i>et al.</i> , 1997 ; Steinert, 1999 ; Shugart, 2000 ; Lyons <i>et al.</i> , 2004
Adduits à l'ADN et à l'hémoglobine	Rether <i>et al.</i> , 1997 ; Akcha <i>et al.</i> , 2000
Inhibition de l'acétylcholinestérase	Bocquené <i>et al.</i> , 1997 ; Galgani & Bocquené, 1998 ; Michel <i>et al.</i> , 1998 ; Rivière <i>et al.</i> , 1998 ; Kirby <i>et al.</i> , 2000 ; Forget <i>et al.</i> , 2003 ; Lionetto <i>et al.</i> , 2003 ; Rickwood & Galloway, 2004
Induction des monooxygénases à cyt. P450 et autres enzymes de détoxification	Monod, 1997 ; Narbonne & Michel, 1997 ; Burgeot & Galgani, 1998 ; Flammarion <i>et al.</i> , 1998 ; Rivière <i>et al.</i> , 1998
Fragilité lysosomale	Pellerin-Massicote & Tremblay, 1998 ; Petrovic <i>et al.</i> , 2001
Apoptose	Piechotta <i>et al.</i> , 1999 ; Lyons <i>et al.</i> , 2004
Atteintes cytologiques	Biagianti-Risbourg, 1997 ; Jeantet <i>et al.</i> , 1997 ; Handy <i>et al.</i> , 2002 ; Stentiford <i>et al.</i> , 2003
Protéines de stress	Bonaly & Barque, 1997 ; Dhainaut <i>et al.</i> , 1997 ; Pyza <i>et al.</i> , 1997 ; Hamer <i>et al.</i> , 2004
Enzymes du stress oxydant	Cossu <i>et al.</i> , 1997a, 1997b ; Vangronsveld <i>et al.</i> , 1997 ; Lionetto <i>et al.</i> , 2003
Métallothionéines et autres métalloprotéines	Amiard & Cosson, 1997 ; Cosson & Amiard, 1998 ; Vangronsveld <i>et al.</i> , 1998 ; Rotchell <i>et al.</i> , 2001
Réponse immunitaire	Brousseau <i>et al.</i> , 1997 ; Auffret <i>et al.</i> , 2002 ; Beckmen <i>et al.</i> , 2003 ; Christin <i>et al.</i> , 2004
Hormones	Hontela, 1998 ; Crain <i>et al.</i> , 2000 ; Smith <i>et al.</i> , 2000 ; Snyder & Mulder, 2001 ; Hecker <i>et al.</i> , 2002
Rétinoïdes	Spear & Bourbonnais, 1998
Porphyrines	Casini <i>et al.</i> , 2003
Vitellogénine	Jones <i>et al.</i> , 2000 ; Cheek <i>et al.</i> , 2001 ; Palace <i>et al.</i> , 2002 ; Ishibashi <i>et al.</i> , 2004 ; Spano <i>et al.</i> , 2004
Biomarqueurs énergétiques (Adénylates, glycogène, etc.)	Isani <i>et al.</i> , 1997 ; Le Gal <i>et al.</i> , 1997 ; Knops <i>et al.</i> , 2001 ; Jumel <i>et al.</i> , 2002 ; Maryanski <i>et al.</i> , 2002 ; Verslycke <i>et al.</i> , 2003

Biomarqueurs et biosurveillance environnementale

Malgré la quantité très importante de travaux scientifiques réalisés sur les biomarqueurs, ces outils ne sont pratiquement pas utilisés en routine pour la biosurveillance environnementale. Une exception est le programme mis en place sous la responsabilité conjointe du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) et des Commissions d'Oslo et de Paris (OSPARCOM) pour la surveillance de la mer du Nord (*North Sea Task Force*; North Sea Task Force, 1993 ; Burgeot & Galgani, 1998 ; Handy *et al.*, 2003 ; Lam & Gray, 2003).

Dans le contexte de la surveillance de la qualité biologique de l'environnement, les biomarqueurs présentent pourtant un certain nombre d'avantages théoriques (Handy *et al.*, 2003) :

- Leur réponse indique la présence de contaminants biodisponibles,

- L'utilisation d'une série de biomarqueurs peut permettre de mettre en évidence une pollution qui n'était pas suspectée initialement,
- La réponse de certains biomarqueurs peut persister après une exposition transitoire à une substance qui n'est plus détectable. Ils peuvent donc permettre de mettre en évidence des pollutions ponctuelles que la surveillance chimique de routine ne serait pas en mesure de détecter,
- Les analyses de biomarqueurs sont souvent plus faciles et moins chères à réaliser que les analyses chimiques.

Ces outils peuvent donc permettre de montrer que des organismes ont été exposés à des contaminants et/ou que cette exposition est associée à une dégradation de l'état de santé des individus (y compris des effets sur des fonctions essentielles comme la croissance et la reproduction). La stratégie à mettre en œuvre consiste à utiliser une palette de biomarqueurs, et non pas un biomarqueur unique. Si l'objectif est de mettre en évidence des effets délétères de l'exposition, il convient alors d'utiliser préférentiellement des biomarqueurs qui sont impliqués dans des processus essentiels aux fonctions normales de l'organisme (AChE par exemple).

L'une des principales limites à l'utilisation pratique des biomarqueurs est leur variabilité (ce problème de la variabilité n'est pas propre aux biomarqueurs ; il concerne tout aussi bien les méthodes d'analyse physico-chimiques que les approches de bioindication). Cette variabilité peut être due à des facteurs abiotiques (température, salinité, oxygénation, etc.) ou biotiques (génotype, plasticité phénotypique, âge, sexe, taille, état reproducteur, état nutritionnel, etc. ; voir par exemple Hylland *et al.*, 1998 ; Handy & Depledge, 1999 ; Grasman *et al.*, 2000 ; Van Cleef *et al.*, 2000 ; Sagerup *et al.*, 2002). Tous ces facteurs peuvent eux même varier dans le temps et dans l'espace, ajoutant ainsi des sources supplémentaires de variabilité. Certains facteurs peuvent être contrôlés lors de la définition des plans d'échantillonnage (âge et sexe des individus par exemple) mais ceci nécessite de toute façon de disposer d'une connaissance approfondie des sources endogènes et exogènes de variation de ces paramètres.

Il existe plusieurs manières de limiter la variabilité de ces paramètres :

- Caractérisation précise des sites d'étude (sites de référence et sites pollués), de manière à ce qu'ils soient les plus comparables possible, tant du point de vue abiotique que biotique (Schwaiger *et al.*, 1997),
- Mise en œuvre d'une démarche de type épidémiologique, associant la mesure d'une batterie de biomarqueurs et utilisant des méthodes d'analyse pertinentes afin de décrire les "syndromes" caractéristiques de différents scénarios de pollution (Depledge *et al.*, 1992 ; Galloway *et al.*, 2002),
- Utilisation de la variabilité de la réponse pour la comparaison entre sites au lieu de sa valeur moyenne, la variabilité des biomarqueurs étant souvent plus sensible que leur moyenne (Handy & Depledge, 1999),
- Normalisation de la réponse des biomarqueurs par rapport à des paramètres environnementaux faciles à mesurer *in situ* (température, salinité, etc.) ou sur les organismes (taille, poids, etc. ; Handy *et al.*, 2003).

Jusqu'à présent, la réponse des biomarqueurs a essentiellement été étudiée en réponse à une exposition aiguë à un contaminant isolé, le plus souvent en conditions de laboratoire. Les besoins en terme de surveillance environnementale à long terme portent davantage sur des biomarqueurs qui puissent révéler l'existence et les effets d'une exposition chronique *in situ* (Handy *et al.*, 2003). Les biomarqueurs d'exposition chronique devraient notamment présenter une induction à long terme de leur réponse et être relativement insensibles à des changements brutaux mais fugaces des niveaux d'exposition (Fig. 3.4-9). Ces idées ne sont pas nouvelles (voir par exemple Depledge *et al.*, 1992) mais le manque d'études à long terme n'a pas permis de réaliser des progrès significatifs en ce sens (Handy *et al.*, 2003). Les exigences sont encore plus grandes en ce qui concerne les biomarqueurs d'effets chroniques (Fig. 3.4-9). Ce type de biomarqueurs serait à rechercher au sein des grands systèmes physiologiques de contrôle des fonctions de l'organisme (système nerveux, endocrine et immunitaire), ainsi que dans les systèmes métaboliques qui leur fournissent l'énergie nécessaire à leur fonctionnement (Handy *et al.*, 2003).

Pour que les mesures d'un biomarqueur puissent être utilisées pour l'évaluation de la qualité des milieux naturels et qu'elles permettent d'identifier la cause chimique des anomalies observées, il est

aussi indispensable d'examiner la force de l'association entre contaminant et réponse du biomarqueur, la constance de cette association, le caractère plausible des liens toxicologiques et biologiques impliqués, l'enchaînement temporel des phénomènes, l'existence d'un gradient de réponse en présence d'un gradient de contamination, etc. (voir par exemple Adams, 2003 ; Myers *et al.*, 2003). A ce titre, les biomarqueurs concourent à l'établissement d'un faisceau de présomptions (approche par l'abondance des faits ; voir plus loin).

Qu'ils interviennent dans le maintien de l'homéostasie ou qu'ils traduisent des perturbations fonctionnelles, la possibilité d'utiliser les biomarqueurs mesurés au sein des individus comme marqueurs précoces de dysfonctionnements ultérieurs au niveau des populations apparaît donc comme une éventualité particulièrement attractive. Cependant, en l'état actuel des connaissances, les biomarqueurs ne peuvent être considérés que comme des indicateurs de la présence (actuelle ou passée) de polluants dans le milieu et/ou dans les organismes (Triebkorn *et al.*, 2002), leur validation pour la prédiction d'effets sur les niveaux d'organisation biologique élevés (populations et communautés) n'étant pas encore clairement réalisée (Brouwer *et al.*, 1990 ; Calow & Sibly, 1990 ; Depledge, 1994 ; Lagadic *et al.*, 1994 ; Peakall, 1994 ; Weeks, 1995).

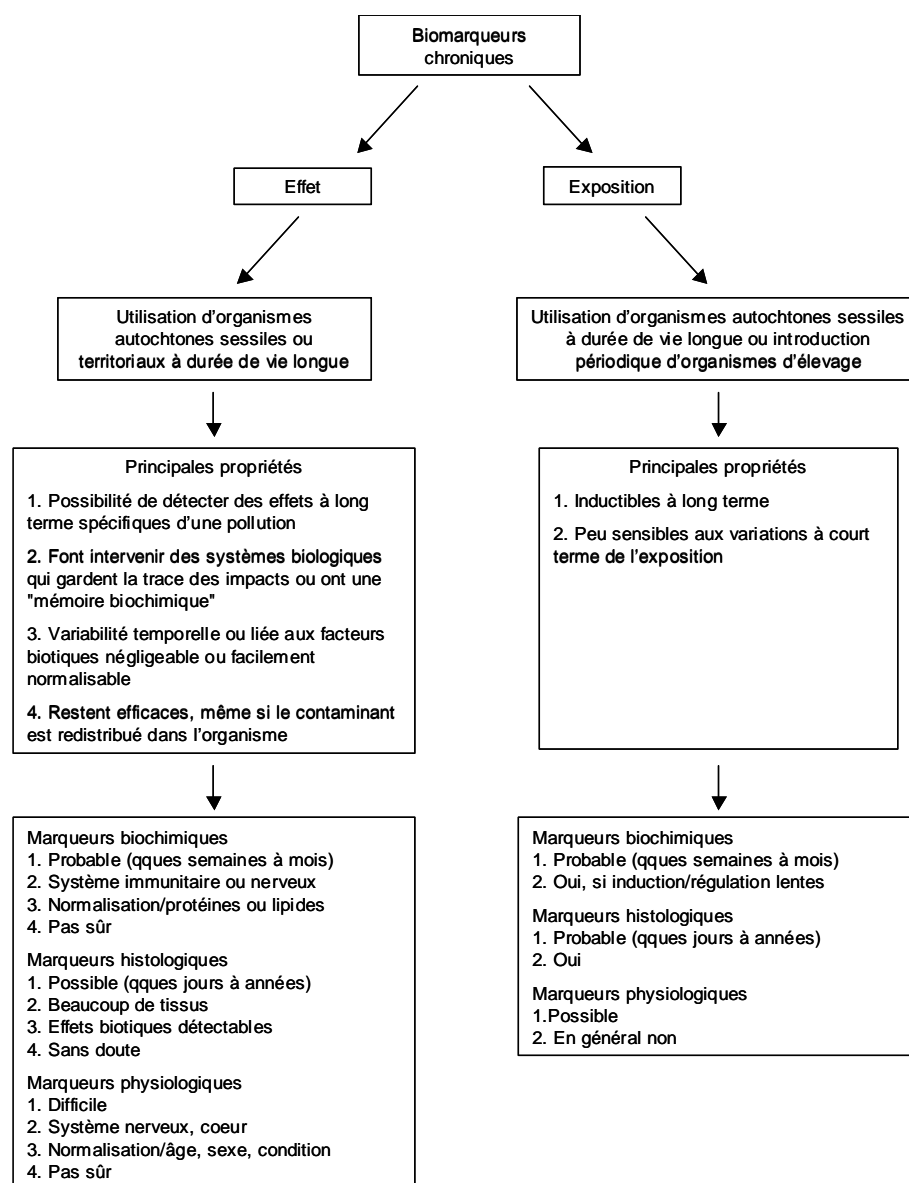


Figure 3.4-9. Critères de choix de biomarqueurs d'effet ou d'exposition chroniques, et performances des marqueurs biochimiques, histologiques et physiologiques par rapport à ces critères (d'après Handy *et al.*, 2003).

Biomarqueurs et pesticides

Il existe une littérature très abondante sur l'utilisation de la mesure de l'activité des enzymes impliquées dans la dégradation de certains neurotransmetteurs (AChE, butyrylcholinestérase ou BuChE, etc.) pour la mise en évidence de l'exposition d'organismes à des pesticides organophosphorés ou carbamates (revue par exemple *in* Sanchez-Hernandez, 2001).

Le mode d'action de ces substances consiste en l'inhibition de l'AChE (ou d'autres estérases impliquées dans la dégradation des neuromédiateurs), enzyme qui hydrolyse l'acétylcholine, neurotransmetteur des synapses cholinergiques. La conséquence de l'inhibition de l'AChE est un "court-circuit" des synapses qui se traduit rapidement par la mort de l'animal intoxiqué. Bien que les premières étapes soient les mêmes, il y a d'importantes différences dans le comportement de l'enzyme selon que l'inhibiteur est un carbamate ou un organophosphoré. L'inhibition de l'AChE est liée à la phosphorylation (dans le cas des substances organophosphorées) ou à la carbamylation (dans le cas des substances carbamylées) du site estérasique. La régénération spontanée de l'enzyme modifiée en une enzyme de nouveau active est rapide pour la forme carbamylée, comparativement à celle de sa congénère phosphorylée. Aussi est-il couramment admis que l'inhibition des cholinestérases par les carbamates est de manière générale réversible (le caractère réversible de la réaction dépend beaucoup des divers groupements présents dans les molécules) alors qu'elle est considérée comme irréversible en ce qui concerne les organophosphorés (Bocquené *et al.*, 1997).

Les études basées sur l'utilisation de l'AChE comme biomarqueur concernent aussi bien les annélides (Rao *et al.*, 2003 ; Panda & Sahu, 2004), les mollusques (Galgani & Bocquené, 1998 ; Radenac *et al.*, 1998 ; Lehtonen & Leinio, 2003 ; Lionetto *et al.*, 2003) et les arthropodes (Key *et al.*, 1998 ; Ribeiro *et al.*, 1999), que les poissons (Galgani & Bocquené, 1998 ; Karen *et al.*, 1998 ; Sturm *et al.*, 1999 ; Corsi *et al.*, 2003 ; Dutta & Arens, 2003 ; Lionetto *et al.*, 2003), les oiseaux (revue *in* Rivière *et al.*, 1998 et Sanchez-Hernandez, 2001) ou les mammifères (revue *in* Rivière *et al.*, 1998 et Sanchez-Hernandez, 2001). Ces biomarqueurs sont relativement spécifiques de certains pesticides, mais ils peuvent aussi réagir à la présence d'autres contaminants de l'environnement, comme certains métaux par exemple (Bocquené *et al.*, 1997).

En dehors des estérases, d'autres biomarqueurs présentent parfois une réponse à l'exposition à certains pesticides, en général lors d'expositions contrôlées en laboratoire :

- activités enzymatiques associées aux cytochromes P450 (AHH, aryl hydrocarbon hydroxylase ; BROD, benzoxyrésorufine O-déalkylase ; EROD, éthoxyrésorufine O-dééthylase ; PROD, pentoxyrésorufine O-dépentylase; etc.) qui peuvent être par exemple être induits par l'exposition aux pesticides organochlorés chez les oiseaux (revue *in* Rivière *et al.*, 1998);
- paramètres du système antioxydant (glutathion, glutathion peroxydase, catalase, superoxyde dismutase, etc.) et produits de décomposition des lipides (malondialdéhyde, etc.) chez les animaux aquatiques (Wenning *et al.*, 1988 ; Gabryelak & Klekot, 1985 ; Gallagher *et al.*, 1992 ; Elia *et al.*, 2002 ; Tripathi & Singh, 2004);
- biomarqueurs associés au métabolisme énergétique (enzymes et substrats de réserves comme le glycogène par exemple ; Sharaf *et al.*, 1975 ; Srivastava & Gupta, 1981 ; Murty & Devi, 1982 ; Kalarani *et al.*, 1984 ; Gimeno *et al.*, 1995 ; Philip *et al.*, 1995 ; Jumel *et al.*, 2002).

L'étape pouvant faire défaut pour que ces outils puissent être utilisés sur le terrain est la validation de leurs performances.

Espèces sentinelles

Certaines espèces, dénommées espèces sentinelles, présentent un intérêt particulier dans le contexte de la surveillance biologique de la qualité des milieux. Ces espèces sont susceptibles d'être utilisées comme indicatrices de la présence et de la toxicité de certains contaminants, voire de façon plus globale comme indicateur de la santé de l'écosystème (Lower & Kendall, 1990 ; Beeby, 2001).

Certaines espèces sentinelles sont des espèces bioaccumulatrices, c'est à dire qu'elles présentent la capacité d'accumuler certains contaminants directement (bioconcentration) à partir de leur milieu de vie (sol, eau, sédiments, etc.) ou bien à partir de leur nourriture (bioamplification). La bioaccumulation de certains polluants par ces organismes permet parfois une mise en évidence plus facile de leur

présence dans le milieu car les niveaux de contamination des tissus vivants sont dans certains cas plus importants que ceux des matrices physiques et davantage compatibles avec les seuils de détection des méthodes analytiques utilisées. De plus, l'analyse de ces organismes permet de quantifier la fraction biodisponible des contaminants (Phillips & Segar, 1986).

Les végétaux sont parfois utilisés pour la surveillance de la contamination de l'atmosphère par divers polluants. En particulier, les aiguilles de conifères peuvent servir pour la caractérisation de la contamination par les Polluants Organiques Persistants (POP) et notamment les PCBs et les pesticides organochlorés (isomères de l'hexachlorocyclohexane, hexachlorobenzène, DDT et ses dérivés ; Eriksson *et al.*, 1989 ; Jensen *et al.*, 1992 ; Hellstrom *et al.*, 2004 ; Romanic & Krauthacker, 2004). Si cette approche s'avère pertinente pour les composés persistants et très lipophiles (la cuticule des aiguilles de conifères est particulièrement riche en lipides et leur persistance plusieurs années sur l'arbre permet d'envisager une analyse chronologique de la pollution), elle a en revanche été très peu mise en œuvre pour les pesticides "modernes".

Des développements récents permettent d'envisager l'utilisation de mousses (bryophytes) ou de lichens comme indicateur de la contamination atmosphérique par les pesticides. En utilisant cette approche, Vallet (2002) a retrouvé en région Poitou-Charentes quatre pesticides (atrazine, cyprodinil, fenpropimorphe et métolachlore) sur les 26 recherchés à des concentrations supérieures à leurs limites de quantification respectives. En région Bourgogne, Charollais (2004) a détecté 2 molécules (alachlore et lindane) dans suffisamment d'échantillons pour envisager une analyse spatiale des niveaux de concentrations.

Il s'agit des premières études de ce type et des tests complémentaires sont encore nécessaires mais cette approche pourrait offrir des perspectives intéressantes pour l'évaluation de la contamination atmosphérique par les pesticides et pour sa cartographie.

Selon les cas, les populations locales sont échantillonnées ou bien des lots d'individus sont introduits pendant des durées déterminées (encagement d'animaux, plantes en pots, etc.). Des individus sont alors prélevés selon un plan d'échantillonnage défini et utilisés pour diverses mesures analytiques et/ou biochimiques (Rivière, 1993).

Une espèce sentinelle "idéale" doit présenter les caractéristiques suivantes (Phillips & Segar, 1986 ; Phillips & Rainbow, 1993 ; Beeby, 2001) :

- capacité de présenter rapidement un état d'équilibre de son propre niveau de contamination par rapport au niveau d'exposition,
- existence d'une relation linéaire entre la concentration interne et la concentration externe sur l'ensemble de la gamme des concentrations environnementales et relation identique quel que soit le site considéré,
- espèce abondante qui peut faire l'objet de prélèvements sans altérer sa structure d'âge ou avoir d'autres effets significatifs sur les populations,
- espèce dont l'identification et la détermination de l'âge sont faciles,
- existence d'un corpus de connaissances sur la physiologie de l'espèce, notamment sur les effets de l'âge, de la taille, du sexe, de la saison et de l'activité reproductrice sur l'assimilation des contaminants,
- grande taille, permettant d'avoir du matériel abondant pour les analyses,
- durée de vie importante, permettant l'intégration de l'exposition sur des périodes longues,
- espèce sédentaire ou avec un territoire limitée (et/ou bien connu),
- voie(s) d'exposition bien caractérisée(s),
- accumulation des contaminants indépendante de la quantité déjà présente dans les tissus.

Les analyses de mollusques bivalves réalisées dans le cadre des programmes de type "*Mussel Watch*" (Goldberg *et al.*, 1983) tel que le RNO⁷ géré par l'Ifremer constituent un bon exemple de l'utilisation d'espèces sentinelles pour la mise en évidence de la pollution des eaux côtières.

Les espèces sentinelles permettent parfois de coupler les mesures de contamination et celles de l'état de santé des organismes (biomarqueurs) ce qui, associé à des études complémentaires de laboratoire, peut permettre la mise en évidence de relations de causalité entre l'exposition à certains polluants et leurs effets sur les individus, voire sur les populations. L'existence d'informations sur l'écologie et la biologie des espèces est un prérequis quasi indispensable à l'utilisation de ces espèces sentinelles,

⁷ Réseau National d'Observation de la Qualité du milieu Marin

notamment en raison de la nécessité de disposer d'informations sur les fluctuations naturelles des paramètres mesurés pour évaluer leur état de santé et sur leurs caractéristiques écologiques.

Dans le domaine de la surveillance de la contamination de l'environnement par les pesticides grâce à l'utilisation d'espèces sentinelles, l'essentiel des données disponibles concerne les substances organochlorées (DDT et ses dérivés, isomères de l'HCH dont le lindane, etc.) qui font l'objet d'analyses dans de nombreuses espèces notamment marines : mollusques bivalves (Sericano *et al.*, 1995 ; Jernelov, 1996 ; Beliaeff *et al.*, 1998 ; NOAA, 1998) mais aussi oiseaux (voir par exemple Bustnes *et al.*, 2003 ; Hario *et al.*, 2004) et mammifères (revue in O'Shea & Tanabe, 2003).

Les substances utilisées actuellement possèdent un faible pouvoir de bioaccumulation qui limite l'intérêt des espèces sentinelles pour la détection de la contamination de l'environnement, hormis éventuellement les macrophytes terrestres qui peuvent servir pour la quantification des dépôts suite aux applications (voir par exemple Felsot *et al.*, 1996). En revanche, elles conservent toute leur pertinence pour la mesure de biomarqueurs et l'étude de l'état de santé des espèces non-cibles dans les zones agricoles (Triebkorn *et al.*, 2002).

Bioindicateurs

La présence (ou l'absence) et/ou l'abondance de certains organismes (espèces ou groupes d'espèces) fournissent des informations sur la qualité des écosystèmes (voir par exemple Blandin, 1986 ; Hellowell, 1986 ; Haslam, 1990 ; Rosenberg & Resh, 1993). Leur recherche est fréquemment couplée à une analyse de la structure des communautés auxquelles appartiennent ces espèces indicatrices.

Démarches mises en oeuvre

Dans la plupart des cas, les perturbations de la qualité de l'environnement s'accompagnent d'une modification du nombre et de la nature des taxons (espèces, genres ou familles). Ceci est dû à la disparition ou à la raréfaction des taxons les plus sensibles à la perturbation considérée (taxons pollusensibles par exemple) et à l'apparition ou à la multiplication des taxons les plus tolérants (taxons pollutolérants ou pollurésistants par exemple). Le résultat le plus fréquemment observé est une réduction de la biodiversité des communautés (évaluée par exemple par des indices de richesse ou de diversité taxonomique) ou une modification de l'abondance relative des taxons (déterminée par la mesure d'indices de dominance ou d'équitabilité, par l'étude des distributions des abondances, par la comparaison des distributions des abondances et des biomasses, etc.). La littérature regorge d'études destinées à identifier des espèces bioindicatrices de la qualité des écosystèmes terrestres ou aquatiques, et pratiquement tous les groupes vivants ont fait l'objet d'études en ce sens.

Deux approches sont généralement employées pour la mise au point d'un outil de bioindication. Dans la première, la présence et/ou l'abondance de différents constituants des communautés sont utilisées pour déterminer la valeur d'un indice (basé sur une seule métrique ou sur plusieurs métriques ; Barbour *et al.*, 1999 ; Fano *et al.*, 2003 ; Ofenböck *et al.*, 2004 ; Sandin *et al.*, 2004). Dans la seconde, l'approche mise en oeuvre permet de comparer la communauté observée dans une station donnée avec la communauté que cette station devrait théoriquement héberger (Bailey *et al.*, 1998 ; Ferreira *et al.*, 2002 ; Nielsen *et al.*, 2003). La communauté théorique est déterminée en utilisant les données disponibles sur la distribution géographique, l'abondance, et les exigences écologiques des différentes espèces et les conditions environnementales locales (hors pollution) afin de déterminer pour chaque espèce la probabilité qu'elle a d'être présente dans cette station. Cette construction de la communauté théorique peut faire appel à des méthodes d'analyses multivariées, à de la modélisation par réseaux de neurones, etc. (Reynoldson *et al.*, 1997 ; Brosse *et al.*, 2001 ; Chon *et al.*, 2001 ; Giraudel & Lek, 2001 ; Park *et al.*, 2004 ; Tison *et al.*, 2004). Divers outils de ce type existent déjà ou ont été proposés : RIVPACS (Wright *et al.*, 1989) et AUSRIVAS (Simpson & Norris, 2000) par exemple pour les cours d'eau, SOILPACS (Spurgeon *et al.*, 1996) et BBSK (Ruf *et al.*, 2003) par exemple pour les sols.

Les Tableaux 3.4-10 à 3.4-12 présentent quelques exemples d'outils de bioindication. Si les premiers travaux dans le domaine de l'évaluation de la qualité biologique des milieux aquatiques remontent au début du XX^e siècle (méthode des "saprobies" ; Kolkwitz & Marsson, 1902, 1908), l'intérêt pour la

mise au point d'outils de bioindication pour les sols est en revanche relativement récent (Pankhurst *et al.*, 1997 ; Van Straalen & Krivolutsky, 1996 ; Van Straalen, 1997, 1998).

Tableau 3.4-10. Exemples d'outils de bioindication utilisés pour l'évaluation de la qualité des milieux d'eau douce.

Groupe taxonomique	Indice	Références
Algues Diatomées	IBD (Indice Biologique Diatomées)	Branco & Pereira, 2002 Khan, 1990 ; Dixit <i>et al.</i> , 1992 ; Kwadrans <i>et al.</i> , 1998 ; Chessman <i>et al.</i> , 1999 ; Fawzi <i>et al.</i> , 2001 ; Bigler & Hall, 2002 ; Eloranta & Soininen, 2002 ; Kelly, 2002 ; Poulickova <i>et al.</i> , 2004 AFNOR, 2000 ; Prygiel <i>et al.</i> , 2002
Macrophytes	MTR (Mean Trophic Ranking) IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Rivière) TIM (Trophic Index of Macrophytes)	Carbiener <i>et al.</i> , 1990 ; Haury & Peltre, 1993 ; Haury <i>et al.</i> , 1996 ; Small <i>et al.</i> , 1996 ; Thiebaut & Muller, 1999 ; Thiebaut <i>et al.</i> , 2002 Holmes, 1996 AFNOR, 2003 Schneider & Melzer, 2003
Nématodes		Bazzanti, 2000 ; Murialdo <i>et al.</i> , 2002
Oligochètes	IOBS (Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments)	Lafont <i>et al.</i> , 1996, 2000 ; AFNOR, 2002
Zooplancton		Fuller <i>et al.</i> , 1977 ; Sprules, 1977 ; Bays & Crisman, 1983 ; Pace, 1986 ; Beaver & Crisman, 1990 ; Canfield & Jones, 1996 ; Whitman <i>et al.</i> , 2004
Chironomidae		Lenat, 1983 ; Waterhouse & Farrell, 1985 ; Gerstmeier, 1989 ; Rae, 1989 ; Richards <i>et al.</i> , 1993 ; Bird, 1994 ; Servia <i>et al.</i> , 1998 ; Hämäläinen, 1999
Coléoptères		Garcia-Criado & Fernandez Alaez, 2001
Communauté benthique	ASPT (Average Score Per Taxon) AUSRIVAS (Australian River Bioassessment Method) BBI (Belgian Biotic Index) B-IBI (Benthic Index of Biotic Integrity) BMWP (Biological Monitoring Working Party) <u>Chandler Biotic Score</u> DSFI (Danish Stream Fauna Index) <u>Dutch Saprobic Index</u> GFI (German Fauna Index) IBE (Indice Biotico Estesio) IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) MAS (Mayfly Average Score) Métriques AQEM PMA (Percent Model Affinity) RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) Saprobic Index Saprobien system TBI (Trent Biotic Index)	Dance & Hynes, 1980 ; Winner <i>et al.</i> , 1980 ; Wright <i>et al.</i> , 1984 ; Bazzanti & Seminara, 1987 ; Hilsenhoff, 1987 ; Quinn & Hickey, 1990 ; Barton & Metcalfe-Smith, 1992 ; Usseglio-Polatera <i>et al.</i> , 1999 ; Relyea <i>et al.</i> , 2000 ; Klemm <i>et al.</i> , 2002 ; Dahl <i>et al.</i> , 2004 Armitage <i>et al.</i> , 1983 Simpson & Norris, 2000 De Pauw <i>et al.</i> , 1992 Kerans & Karr, 1994 Armitage <i>et al.</i> , 1983 ; Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988 Chandler, 1970 Skriver <i>et al.</i> , 2000 Verdonschot, 1990 Lorenz <i>et al.</i> , 2004 Ghetti, 1997 AFNOR, 1992 Buffagni, 1997 Hering <i>et al.</i> , 2004 Novak & Bode, 1992 ; Barton, 1996 Wright <i>et al.</i> , 1989 Zelinka & Marvan, 1961 Kolkwitz & Marsson, 1902, 1908 Woodiwiss, 1964
Poissons	IBI (Index of Biotic Integrity) Indice Poisson	Scott & Hall, 1997 ; Jansen <i>et al.</i> , 2000 Karr, 1981 Oberdorff <i>et al.</i> , 2001a, 2001b ; AFNOR, 2004

Tableau 3.4-11. Exemples d'outils de bioindication utilisés pour l'évaluation de la qualité des milieux marins.

Groupe taxonomique	Indice	Références
Méiofaune		Raffaelli & Mason, 1981 ; Beyrem & Aissa, 2000 ; Schratzberger et al., 2000
Foraminifères		Debenay & Guillou, 2002 ; Hallock et al., 2003
Spongiaires		Carballo et al., 1996
Ascidies		Naranjo et al., 1996
Communauté macrobenthique	AMBI (AZTI Marine Biotic Index) B-IBI (Benthic Index of Biotic Integrity)	Leppäkoski, 1975 ; Pearson & Rosenberg, 1978 ; Glémarec & Hily, 1981 ; Hargrave & Theil, 1983 ; Bellan, 1984 ; Hily, 1984 ; Warwick, 1986, 1988 ; Bilyard, 1987 ; Majeed, 1987 ; Warwick et al., 1987, 1990 ; Beukema, 1988 ; Weston, 1990 ; Crayemeersch, 1991 ; Dauer, 1993 ; Dauer et al., 1993 ; Engle et al., 1994 ; Warwick & Clarke, 1994 ; Grall & Glémarec, 1997 ; Roberts et al., 1998 ; Van Dolah et al., 1999 ; Dhainaut-Courtois et al., 2000 ; Eaton, 2001 Borja et al., 2000, 2003, 2004 ; Salas et al., 2004 ; Muxika et al., 2005 Weisberg et al., 1997

Tableau 3.4-12. Exemples d'outils de bioindication utilisés pour l'évaluation de la qualité des sols.

Groupe taxonomique	Indice	Références
Micro-organismes	Biological Activity Index Enzyme Number Index Hydrolysing Coefficient	Doran & Parkin, 1994 ; Yakovchenko <i>et al.</i> , 1996 ; Sparling, 1997 ; Trasar-Cepeda <i>et al.</i> , 1997 ; Stenberg, 1999 ; Anderson, 2003 ; Hofman <i>et al.</i> , 2003 ; Schloter <i>et al.</i> , 2003 Stefanic <i>et al.</i> , 1984 Beck, 1984 Perucci, 1992
Protozoaires	Weighted Coenotic Index	Foissner, 1994, 1997 ; Griffiths <i>et al.</i> , 2001 Wodarz <i>et al.</i> , 1992
Nématodes	Fongivore/bacterivore ratio (Fongivore + bacterivore) / plant parasites ratio Maturity Index CP-triangles sigma-MI MI (2-5) Coenotic Index PPI/MI ratio Divers	Porazinska <i>et al.</i> , 1998a, 1998b, 1999 ; Ekschmitt <i>et al.</i> , 2001 Freckman & Ettema, 1993 ; Wasilewska, 1994 Bongers, 1990, 1999 ; Bongers <i>et al.</i> , 1991 De Goede <i>et al.</i> , 1993 Yeates, 1994 Bongers & Koerthals, 1994 Brzeski, 1996 Bongers <i>et al.</i> , 1997 Bongers & Bongers, 1998 ; Ferris <i>et al.</i> , 2001
Annélides Oligochètes		Graefe, 1993 ; Belotti, 1998 ; Paoletti, 1999 ; Spurgeon & Hopkin, 1999
Acariens	Maturity Index Rapport Oribates/autres acariens	Bernini <i>et al.</i> , 1995 ; Iturrondobeita <i>et al.</i> , 1997 ; Behan Pelletier, 1999 Ruf, 1997, 1998 Aoki, 1967 ; Aoki <i>et al.</i> , 1977
Araignées		Hose <i>et al.</i> , 2002
Crustacés Isopodes		Paoletti & Hassal, 1999
Collemboles		Frampton, 2002 ; Ponge <i>et al.</i> , 2003
Hétéroptères		Fauvel, 1999
Coléoptères Carabes		Hokkanen & Holopainen, 1986 ; Kromp, 1989, 1990 ; Luka, 1996 ; Döring & Kromp, 2003 ; Döring <i>et al.</i> , 2003 ; Melnychuk <i>et al.</i> , 2003
Staphylin Coccinelles		Bohac, 1999 Ipert, 1999
Diptères		Frouz, 1999
Hyménoptères Fourmis		Majer, 1983, 1985 ; Andersen, 1997 ; Lobry de Bruyn, 1999
Communauté invertébrés	SOILPACS (Soil Invertebrate Prediction and Classification Scheme) BBSK (Bodenbiologischen Standortklassifikation) Rapport Collemboles/Acariens QBS index (Qualita Biologica del Suolo)	Spurgeon <i>et al.</i> , 1996 Ruf <i>et al.</i> , 2003 Bachelier, 1986 Parisi <i>et al.</i> , 2005

Les outils évoluent pour faire face aux modifications des contextes réglementaires. Ainsi par exemple, dans la perspective de la mise en place de la DCE, de nouveaux outils ont été développés, pour pallier les limites des méthodes existantes dans certains pays ou pour combler des lacunes, notamment dans le cadre de divers programmes européens, notamment :

- AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates),
- ECOFRAME (Ecological Quality and Functioning of Shallow Lake Ecosystems with respect to the needs of the European Water Framework Directive),
- FAME (Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers),
- PAEQANN (Predicting Aquatic Ecosystem Quality using Artificial Neural Networks),
- STAR (Standardisation of River classification),
- TARGET (Integrated Assessment Tools to Gauge Local Functional Status within Freshwater Ecosystems).

Quel que soit le milieu considéré, les bioindicateurs peuvent être caractérisés selon deux critères, la spécificité et la sensibilité (Tableaux 3.4-13 et 3.4-14; Van Straalen, 1998).

Tableau 3.4-13. Critères d'évaluation et de caractérisation des bioindicateurs (d'après van Straalen, 1998).

Critère	Type de réponse	Terminologie
Spécificité		
Faible	Réponse à de nombreux facteurs	Indicateurs de stress généraux
Importante	Réponse à un seul facteur	Indicateurs spécifiques
Sensibilité		
Faible	Réponse pour des changements importants	Indicateurs d'effets profonds
Importante	Réponse pour des changements de faible amplitude	Indicateurs sensibles

Tableau 3.4-14. Évaluation de quelques approches de bioindication analysées selon les critères de spécificité et de sensibilité (modifié d'après van Straalen, 1998).

Approche	Spécificité	Sensibilité
Espèces indicatrice unique	+	-
Ratios entre espèces	+	-
Indices de diversité spécifique	-	-
Dominance	-	+
Analyses multivariées	-	++
Patrons d'histoire de vie	-	+
Régimes alimentaires	+(+)	+
Groupes fonctionnels	+(+)	+
Types écophysiologicals	++	+

Les indices de diversité, quels qu'ils soient (Shannon, Margalef, etc. ; Washington, 1984), ne sont pas très utiles car leur réponse est non spécifique des polluants et notamment des pesticides. Ils sont aussi moins sensibles que d'autres méthodes (Siepel & Van de Bund, 1988 ; Kuznetzova, 1994) et dans certains cas ils peuvent augmenter lors d'une pollution (situations où il existe une forte compétition pour les ressources trophiques par exemple, avec dominance d'une espèce ou d'un groupe d'espèces en absence de contamination ; Caquet *et al.*, 2005).

Les analyses multivariées des données d'abondance permettent de mettre en évidence des différences entre sites témoins et sites perturbés (Clarke, 1993 ; Maund *et al.*, 1999 ; Van den Brink & Ter Braak, 1999 ; Quintana, 2002). En revanche, il s'agit uniquement de techniques de description et d'interprétation des données, pas d'un outil de bioindication proprement dit.

Les approches qui intègrent les caractéristiques des espèces (patrons d'histoire de vie, régimes alimentaires, groupes fonctionnels, types écophysiologicals) présentent une spécificité et une sensibilité intéressantes. Les outils basés sur les patrons d'histoire de vie comme les indices de

maturité ('*Maturity Index*') développés pour les nématodes (Bongers, 1990 et développements ultérieurs) et les acariens (Ruf, 1998) semblent particulièrement performants pour détecter les perturbations de l'environnement. Les approches basées sur les types écophysiologiques sont les plus spécifiques, et la combinaison de ces approches avec des méthodes d'analyses multivariées conduit à la proposition d'outils performants (Van Straalen, 1998).

Aux approches basées sur l'analyse de la structure des communautés s'ajoute parfois la mesure de paramètres fonctionnels :

- production primaire ou secondaire (voir par exemple Dodds *et al.*, 1996 ; Buffagni & Comin, 2000), cycles des éléments nutritifs (Kemp & Dodds, 2001),
- fragmentation de la matière organique grossière (litière ; Nelson, 2000 ; Niyogi *et al.*, 2001 ; Pascoal *et al.*, 2001 ; Gessner & Chauvet, 2002).

Ces analyses permettent d'avoir une vision plus intégrée des processus écologiques au niveau des communautés, voire de l'écosystème (indicateurs écologiques). Toutefois, leur interprétation est fréquemment difficile, en particulier pour les non-spécialistes, notamment du fait de l'absence de valeurs de référence pour ces paramètres (même si des efforts en ce sens sont actuellement en cours ; voir par exemple Gessner & Chauvet, 2002 en ce qui concerne la dégradation de la litière en cours d'eau). De plus ils sont susceptibles de varier en réponse à de nombreux facteurs de stress et pas uniquement aux pesticides.

Bioindicateurs et mise en évidence de l'effet des pesticides

Les nombreux outils de bioindication développés pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques (eaux douces et eaux marines) n'ont pas été mis au point pour mettre en évidence de façon spécifique les impacts des pesticides et il n'y a pas de données publiées sur leur réponse à la présence de ces substances.

Les outils de bioindication utilisés à l'heure actuelle en France (IBGN, IBD, IOBS, Indice Poisson) dans le cadre des réseaux de surveillance officiels (RNB par exemple) semblent peu sensibles aux pesticides ou en tout cas ne pas réagir spécifiquement à ces substances. C'est ainsi par exemple que l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), basé sur l'analyse des communautés de macro-invertébrés benthiques, est surtout sensible aux variations des conditions d'oxygénation de l'eau. Il permet par exemple de détecter l'existence d'une pollution qui aurait pour conséquence une baisse de la concentration en oxygène dissous dans l'eau (apports de matières organiques fermentescibles par exemple). Il est en revanche moins performant pour la mise en évidence des pollutions chimiques toxiques, et sa réponse est parfois même positive en cas de pollution (cas des apports modérés de nutriments dans les milieux oligo-mésotrophes par exemple ; Guide Technique IBGN, 1994).

La situation est légèrement différente en ce qui concerne les outils développés pour la caractérisation des sols puisque la plupart ont été mis au point pour caractériser l'état de sols agricoles.

De nombreuses études ont été consacrées à la recherche de paramètres microbiens d'évaluation de la qualité biologique des sols (voir par exemple Doran & Parkin, 1994 ; Sparling, 1997 ; Trasar-Cepeda *et al.*, 1997 ; Stenberg, 1999 ; Anderson, 2003 ; Hofman *et al.*, 2003 ; Schloter *et al.*, 2003) et des indices de qualité plus ou moins complexes ont été développés (Tableau 3.4-12). Toutefois, il n'y a pas eu de validation de ces indices et aucun consensus ne s'est dégagé à leur propos (Devillers *et al.*, 2005).

Des informations sur le potentiel de bioindication de l'impact des pesticides sont parfois disponibles au niveau spécifique mais elles sont souvent contradictoires. Chez les carabes par exemple, *Carabus auratus* pourrait constituer un indicateur de la pression 'pesticides', mais cette espèce s'avère aussi sensible au travail du sol du fait de sa longue durée de vie larvaire dans les sols (Büchs *et al.*, 1997 in Döring & Kromp, 2003). Les espèces du genre *Amara* et *Harpalus* seraient favorisées par la diminution des traitements herbicides (ce sont des espèces herbivores ; Friebe 1997 in Döring & Kromp, 2003). A l'inverse certaines espèces comme par exemple *Pterostichus melanarius* seraient plus abondantes dans les zones d'agriculture intensive car peu sensibles aux pesticides (Freitag, 1979 in Döring & Kromp, 2003) mais cette observation est contestée (Hokkanen & Holopainen, 1986 ; Basedow *et al.*, 1991 in Döring & Kromp, 2003). Melnychuk *et al.* (2003) n'ont pas observé de différences entre des systèmes gérés en agriculture biologique et des systèmes à intrants élevés

(engrais et herbicides), sans doute car ces derniers ne comportaient pas de traitements avec des insecticides. Ces résultats ne sont pas cohérents avec ceux d'autres études (Carcamo *et al.*, 1995 ; Kromp, 1999). Il n'y a pas d'espèce dont l'abondance reflète la diversité de la communauté de carabes dans les zones cultivées et la bioindication à l'aide de ce groupe de Coléoptères semble plutôt applicable pour comparer des situations où les actions de gestion sont très contrastées (Döring *et al.*, 2003).

Les communautés de nématodes et de microarthropodes constituent de bons outils de bioindication de la qualité des sols vis-à-vis de l'impact des pesticides (Brown & Adler, 1989 ; Liss *et al.*, 1996 ; Brown & Puterka, 1997 ; Neher & Olson, 1999 ; Doles *et al.*, 2001). En particulier, un indice comme le *Maturity Index*, permet de caractériser l'impact des pratiques de fumigation des sols sur les nématodes (Ettema & Bongers, 1993). Toutefois, ces communautés répondent aussi aux apports de fertilisants, au travail du sol, à l'irrigation, etc. (Van Straalen, 1998 ; Garcia-Alvarez *et al.*, 2004).

Il n'y a pas de consensus à l'heure actuelle sur les outils à mettre en œuvre pour caractériser la qualité biologique des sols en zone agricole et des recherches complémentaires sont encore nécessaires (Ritz & Trudgill, 1999).

Bioindication active : la méthode PICT

Une manière indirecte de révéler *a posteriori* l'exposition d'une communauté à des pesticides est de procéder à une analyse de la sensibilité de plusieurs communautés de même nature (mais échantillonnées dans des milieux ou à des dates différentes) à une même substance active. L'objectif est de mettre en évidence une tolérance éventuellement plus importante pour certaines communautés, qui révélerait une exposition, présente ou passée, à cette substance (ou à une substance apparentée) : c'est la base du concept PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance* ; Blanck *et al.*, 1988). Cet accroissement de la tolérance des communautés dans les milieux contaminés peut avoir des origines multiples : adaptations physiologiques ou génétiques au niveau des espèces, sélection au sein des populations, remplacement des espèces sensibles par des espèces tolérantes, etc. L'amplitude de l'accroissement de la tolérance (accroissement du PICT) pourrait alors être utilisée comme une mesure quantitative de l'importance de la perturbation subie par les communautés (Boivin *et al.*, 2002).

L'utilisation du PICT repose sur la mise en œuvre d'un protocole expérimental précis, qui combine l'intérêt de disposer d'organismes provenant du milieu naturel et la rigueur de l'approche expérimentale (qui évite de baser les conclusions uniquement sur des corrélations).

Le protocole comporte 3 étapes successives :

- échantillonnage des communautés naturelles dans des sites présentant des niveaux de contamination différents (supposés ou mieux encore avérés),
- réalisation de bioessais en laboratoire, selon un protocole classique d'établissement de relations effet-concentration,
- analyse des relations effet-concentration afin de déterminer la sensibilité des différentes communautés à la substance testée.

Les différences de réponse observées au laboratoire sont censées être représentatives de différences de sensibilité des communautés dans leur milieu d'origine.

De plus en plus, des techniques de biologie moléculaire sont utilisées (ADN ribosomiaux, *Denaturing Gradient Gel Electrophoresis* – DGGE, *Single Strand Conformation Polymorphism* – SSCP, etc.) afin d'évaluer les diversités intra- et interspécifiques des communautés de micro-organismes et d'aider à l'interprétation des résultats obtenus par la méthode PICT (Bérard *et al.*, 2002).

En théorie l'approche PICT est applicable à tous les types de communautés et aussi bien pour les écosystèmes aquatiques que terrestres. En pratique, elle a surtout été utilisée pour analyser la réponse des communautés de bactéries (Korthals *et al.*, 1996 ; Lehman *et al.*, 1997), de micro-organismes photosynthétiques (Dahl & Blanck, 1996), de protozoaires et de la microfaune (nématodes par exemple ; Millward & Grant, 1995, 2000 ; Korthals *et al.*, 1996). En dehors de nombreuses études en laboratoire et en cosmes (revue in Bérard *et al.*, 2002), la méthode PICT a parfois été appliquée à des communautés naturelles (Tableau 3.4-15).

Tableau 3.4-15. Exemples d'application de la méthode PICT à l'étude de la réponse de communautés naturelles à des pesticides.

Substance	Organismes	Milieu	Références
cuivre	phytoplancton	lacs	Wangberg, 1995
cuivre	bactéries, nématodes	sols agricoles	Korthals <i>et al.</i> , 1996
atrazine	phytoplancton	lacs	Bérard <i>et al.</i> , 1998
atrazine	périphyton	rivières	Guasch <i>et al.</i> , 1999
tribénuron méthyl	périphyton	rivières	Nyström <i>et al.</i> , 1999

Le principal avantage de la méthode PICT est de pouvoir obtenir une réponse plus rapide que celle de l'analyse taxonomique détaillée des communautés (Millward & Grant, 1995, 2000).

L'un des inconvénients de la méthode PICT est le risque de co-tolérance, c'est à dire qu'une communauté peut présenter une tolérance accrue à une substance à laquelle elle n'a jamais été exposée auparavant (Blanck *et al.*, 1998, Blanck, 2002). La co-tolérance est essentiellement observée dans le cas de substances proches sur le plan de la structure chimique ou sur celui du mode d'action (diuron et autres herbicides : atrazine, bromacil, metribuzine ; Molander, 1991), mais ce n'est pas toujours le cas (co-tolérance au tri-butyl-étain et au diuron par exemple ; Molander *et al.*, 1992). Il est aussi délicat de distinguer entre la co-tolérance et la multi-tolérance (c'est à dire l'augmentation de la tolérance à plusieurs substances présentes simultanément dans le milieu).

Par ailleurs, la tolérance induite peut varier en fonction de la sensibilité initiale de la communauté (Molander, 1991 ; Guasch & Sabater, 1998 ; Nyström *et al.*, 1999), laquelle dépend de nombreux facteurs du milieu (niveau de trophie, lumière, etc.) et des caractéristiques de la communauté (biomasse, activité physiologique, composition, etc.)

Par ailleurs, la méthode ne permet pas de connaître les implications écologiques qui peuvent découler de la modification de structure des communautés (perte de redondance au sein des groupes fonctionnels entraînant une perte de stabilité). Dans les quelques études publiées sur le sujet en ce qui concerne les milieux terrestres, il y a une corrélation qualitative entre la réponse PICT et les descripteurs plus classiques de la structure et du fonctionnement des communautés mais le nombre d'études est trop faible pour qu'il soit possible d'en dire plus (revue *in* Boivin *et al.*, 2002).

Les incertitudes qui subsistent sur la méthode PICT, le faible nombre de substances actives pour lesquelles des études ont été réalisées (essentiellement des inhibiteurs du photosystème II) et la quasi-absence de validation *in situ* expliquent que cette méthode ne soit pas utilisée en routine à l'heure actuelle pour l'évaluation de la qualité des milieux naturels (Boivin *et al.*, 2002 ; Bérard *et al.*, 2002).

3.4.2.3. Biosurveillance des effets des pesticides dans les milieux naturels

La problématique de la mise en évidence des effets des pesticides sur les milieux naturels a fait l'objet d'un séminaire européen en octobre 2003 au Croisic (Workshop *Effects of Pesticides in the Field – EPiF* ; Liess *et al.*, 2005). Le bilan des travaux déjà réalisés a montré qu'il existe en fin de compte très peu d'études de biosurveillance correctement menées et qui permettent d'évaluer sans ambiguïté les effets des pesticides dans les milieux naturels.

L'un des intérêts majeurs de ce séminaire a été de faire le point des limites des études actuelles et de lister des propositions concrètes pour les améliorer :

Le système qui fait l'objet de l'étude de biosurveillance doit être représentatif du paysage agricole local.

Le choix du scénario testé (pire cas ou situation typique) dépend des objectifs de l'étude. Le plus souvent, il doit être représentatif des conditions de la pratique agricole locale.

La mise en évidence d'une relation de causalité entre la présence de pesticides et leurs effets impose de réaliser en parallèle l'analyse du niveau de contamination des écosystèmes et celles des effets biologiques.

L'acquisition et l'exploitation des données sur l'exposition des organismes impliquent de réunir :

- + des informations qualitatives, quantitatives, spatiales et temporelles sur l'utilisation des pesticides dans la zone étudiée,
- + des informations sur les caractéristiques du paysage (par exemple : taille du bassin versant, données pédologiques, données climatologiques, etc.) et sur les pratiques agricoles (par exemple application de fertilisants, méthodes de travail du sol, rotations, etc.). Ces informations peuvent permettre d'alimenter des bases de données géoréférencées et les systèmes de visualisation associés (SIG).

Compte tenu du caractère fréquemment épisodique des apports, l'échantillonnage doit être réalisé de façon couplé avec certains événements (application des substances, précipitations, etc.). Dans le cas des apports par ruissellement ou drainage dans les milieux aquatiques, il est aussi utile de disposer d'échantillons prélevés après le pic de pollution, afin de bien caractériser le patron d'exposition.

Il est indispensable de disposer de bonnes connaissances sur les voies d'exposition des organismes (Akkerhuis, 1993 ; Wiles & Jepson, 1994). Pour les milieux aquatiques, l'essentiel des données d'exposition disponibles concerne la colonne d'eau. Celle-ci constitue la principale voie d'exposition pour la plupart des organismes aquatiques mais pour certains groupes, comme les invertébrés qui vivent dans les sédiments par exemple, l'eau interstitielle associée aux sédiments est sans doute une voie d'exposition plus importante. Pour les organismes terrestres, et notamment pour les oiseaux, il est important de disposer de données sur la contamination de la nourriture (Anonyme, 2002), même si d'autres voies (inhalation, contact cutané ; Mineau, 2002) peuvent aussi s'avérer importantes.

La représentativité de ces études doit permettre d'extrapoler les résultats obtenus à d'autres régions. Ceci nécessite notamment de définir de façon correcte les sites témoins non contaminés permettant :

- + de connaître la variabilité naturelle des communautés étudiées et des paramètres mesurés,
- + de minimiser l'influence des autres paramètres environnementaux et des différents facteurs de confusion en choisissant des sites témoins et contaminés qui, dans la mesure du possible, ne diffèrent entre eux que par la présence de pesticides dans les seconds.

Le plus souvent, des sites non contaminés ou non perturbés n'existent pas au sein des paysages agricoles et il faut se contenter d'utiliser les écosystèmes les moins perturbés comme témoins. Dans certains cas, des effets peuvent être détectés (mais souvent quantifiés de façon non satisfaisante) en analysant un même site à des dates différentes ou une série de sites choisis selon un gradient de contamination.

De nombreux facteurs de confusion et la variabilité naturelle peuvent rendre l'identification des effets des pesticides difficile, même si un site témoin approprié a été défini. Ces sources d'erreur doivent être identifiées et caractérisées convenablement pour les prendre en compte dans l'élaboration de l'étude et dans l'interprétation des résultats, afin de réduire l'incertitude et d'accroître la puissance de détection des effets. Elles ne peuvent jamais être totalement éliminées car elles sont des caractéristiques intrinsèques des systèmes naturels. Les facteurs de confusion peuvent être de nature physique (structure des sols et des habitats aquatiques), chimiques (nutriments, autres toxiques) ou biologiques (présence de certaines espèces).

La variabilité naturelle d'une communauté est due à la combinaison des variations de différents paramètres environnementaux avec celles des caractéristiques biologiques (elles-mêmes déterminées par la plasticité phénotypique et la variabilité génétique). Une partie de cette variabilité naturelle peut être prise en compte en regroupant les espèces selon divers traits biologiques ou écologiques (par exemple, sensibilité aux pesticides, caractéristiques d'histoire de vie, capacités de dispersion, etc.) et en comparant les effets des pesticides sur les différents groupes ainsi constitués. Cette approche a récemment été conceptualisée par Liess & Von der Ohe (2005) sous la forme de l'approche *SPEcies At Risk* (SPEAR). Ce type de démarche se rapproche de celle mise en œuvre pour la mise au point d'outils de bioindication de type RIVPACS ou SOILPACS.

La mesure de critères pertinents est indispensable à la mise en évidence des effets. Les effets les plus importants du point de vue écologique sont généralement étudiés au niveau des populations et des communautés. Les critères les plus fréquemment mesurés dans les études de terrain sont les suivants :

- + au niveau individuel : survie, croissance, performances reproductives, biomarqueurs, réponses comportementales, etc.,

- + au niveau des populations : abondance, distribution spatiale, dynamique, taux de croissance et/ou d'extinction, recolonisation et restauration, structure d'âge, structure génétique, consanguinité, biomasse, etc.,
- + au niveau des communautés : diversité et/ou richesse spécifique, dominance, biomasses, critères fonctionnels, etc.

Le fait de prendre en compte les communautés dans leur ensemble maximalise la probabilité de mettre en évidence des effets sur les espèces sensibles ainsi que les perturbations globales de la structure des communautés. En revanche, certains effets peuvent passer inaperçus si l'approche retenue est essentiellement orientée vers la mesure de paramètres fonctionnels. La possibilité de mettre en évidence des effets dépendra parfois du niveau de précision taxonomique retenu, la sensibilité de l'analyse diminuant lorsque le niveau taxonomique de référence est plus élevé (famille au lieu d'espèce par exemple)

Pour les oiseaux et les mammifères, il est fréquemment difficile d'appréhender le niveau des populations et celui des communautés, du fait de la taille des territoires exploités par ces organismes et de leur temps de génération (Kendall & Lacher, 1994). Les résultats obtenus au Royaume-Uni ont clairement montré que ce n'est qu'en se plaçant au niveau de l'écosystème et du paysage que les effets sur les oiseaux par exemple peuvent être évalués (Potts, 1986).

Les paramètres fonctionnels (par exemple consommation/production d'oxygène, décomposition de la litière, travail du sol par les vers de terre, etc.) fournissent des informations importantes d'un point de vue écologique. Ils sont toutefois généralement moins sensibles que les paramètres de structure du fait du remplacement possible des espèces sensibles (redondance fonctionnelle).

Les pesticides peuvent avoir des effets directs et indirects sur les individus, les populations et les communautés. La distinction entre les deux types d'effets *in situ* est délicate et elle nécessite le plus souvent de réaliser des expérimentations complémentaires (bioessais de laboratoire, études en cosmes). La mise en œuvre d'approches telles que celle décrite par Liess & Von der Ohe (2005 ; SPEAR) pourrait permettre d'avancer vers une meilleure identification et compréhension des effets indirects au sein des communautés de macro-invertébrés aquatiques dans les milieux naturels (remplacement des espèces pour lesquelles le risque est le plus élevé par les espèces pour lesquelles le risque est plus faible). Pour les oiseaux et les mammifères, la discrimination entre effets directs et effets indirects est difficile mais il semble qu'à l'heure actuelle les effets des pesticides soient essentiellement de nature indirecte (Sotherton & Holland, 2002).

Il est important de prendre en compte les phénomènes de restauration aux différents niveaux d'organisation biologiques (individus, populations, communautés) pour pouvoir interpréter de façon convenable les effets des pesticides.

Dans le cadre du séminaire cité, le terme "restauration" pour les populations et les communautés recouvrait la restauration interne (c'est-à-dire à partir du système perturbé lui-même) et la recolonisation externe (par immigration d'individus à partir de sources extérieures). Dans la mesure du possible, il est souhaitable de pouvoir faire la part des choses entre les deux mécanismes. Ceci est très difficile et implique la prise en compte des caractéristiques locales de la dynamique des populations et de la dynamique des métapopulations au niveau du paysage. La caractérisation de la connectivité des écosystèmes au niveau local ou à celui des paysages est à ce niveau très utile.

La mise en œuvre d'une approche combinant des observations de terrain et d'autres données (par exemple bioessais *in situ*, mesures de biomarqueurs, résultats d'études en cosmes) peut aider à la mise en évidence de relations de causalité (Liess & Schulz, 1999 ; Sibly *et al.*, 2000 ; Schulz *et al.*, 2002 ; De Coen & Janssen, 2003a, 2003b ; Hanson & Lagadic, 2003 ; Jergentz *et al.*, 2004b). Ce point est décrit plus en détail dans la suite de ce document.

Dans certains cas, les bioessais *in situ* présentent des résultats cohérents avec ceux des observations de terrain (Frampton, 1999 ; Liess & Schulz, 1999). Dans d'autres, il semble qu'ils surestiment la toxicité des pesticides (Schulz & Liess, 1999a). Ils constituent néanmoins de bons outils potentiels pour l'évaluation des effets directs des pesticides dans les milieux naturels.

Les biomarqueurs peuvent s'avérer utiles, notamment dans le cas des vertébrés pour lesquels l'exposition est difficile à caractériser. Leur pertinence dans ce type d'études dépend fortement de la possibilité d'extrapoler leurs réponses aux conséquences au niveau des populations (Lagadic, 1999 ; Migula, 2000 ; Scott-Fordsmand & Weeks, 2000).

3.4.2.4. Détermination des relations de causalité

La mise en évidence de relations de causalité entre la présence de pesticides dans l'environnement et leurs effets biologiques peut être envisagée de diverses manières :

- études en conditions contrôlées ou réalisation de bioessais (Liess & Schulz, 1999 ; Sibly *et al.*, 2000 ; Schulz *et al.*, 2002 ; De Coen & Janssen, 2003a, 2003b ; Hanson & Lagadic, 2003 ; Jergentz *et al.*, 2004b),
- études de terrain pour identifier des relations de causalité plausibles (Munkittrick *et al.*, 2002 ; Liess *et al.*, 2005),
- utilisation de critères écoépidémiologiques (Fox, 1991; Forbes & Calow, 2002 ; Hewitt *et al.*, 2003 ; Tableau 3.4-16) et de l'abondance des faits (Culp *et al.*, 2000 ; Lowell *et al.*, 2000 ; Fig. 3.4-10 et Tableau 3.4-17).

L'écoépidémiologie recouvre la description des effets, l'identification des causes, et la détermination des liens et des enchaînements entre causes et effets chez les individus, les populations (y compris les populations humaines) et les communautés en cas de dysfonctionnement des systèmes écologiques (Bro-Rasmussen & Lokke, 1984).

Le raisonnement écoépidémiologique est basé sur la même démarche que l'analyse épidémiologique (Hill, 1965 ; Susser, 1986). Il fait appel à différents critères destinés à conforter l'hypothèse d'une relation de causalité entre exposition et effet (Tableau 3.4.16).

Tableau 3.4-16. Critères écoépidémiologiques nécessaires à la mise en relation des effets observés avec la présence d'un toxique (simplifié d'après Hewitt *et al.*, 2003).

Critères	Description
Force de l'association	L'effet coïncide avec la présence du toxique. Une proportion plus importante des individus est affectée dans les zones perturbées que dans les zones de référence
Constance de l'association	L'association entre le toxique et l'effet a été observée par d'autres auteurs dans des études similaires réalisées à d'autres périodes et dans d'autres zones
Spécificité de l'association	L'effet est caractéristique d'un toxique particulier ou d'un groupe de toxiques similaires
Chronologie	La présence du toxique précède l'effet ou l'effet diminue lorsque la concentration en toxique baisse ou devient nulle
Existence d'un gradient de réponse	Une relation dose-réponse peut être établie soit d'un point de vue chronologique, soit spatialement
Preuve expérimentale	Des expérimentations valides (laboratoires, cosmes) confirment la relation toxique-effet supposée
Plausibilité biologique	Il y a une base biologique et/ou toxicologique crédible ou raisonnable au mécanisme invoqué pour expliquer la relation entre le toxique et l'effet

L'intégration des informations disponibles sur les différents aspects du problème nécessite de faire appel à des procédures spécifiques, afin de pouvoir utiliser l'ensemble des données disponibles : c'est l'approche par abondance des faits (*Weight-of-evidence* ou WOE).

Cette intégration peut être réalisée selon des réponses à des questions (Fig. 3.4.10), qui permettent d'apporter un jugement qualitatif sur la situation en fonction des réponses obtenues (Forbes & Calow, 2002, 2004). Cinq niveaux de réponse sont alors envisagés quant à l'existence d'une relation de causalité : non vraisemblable, possible, vraisemblable, très vraisemblable, pas de conclusion (Tableau 3.4.17).

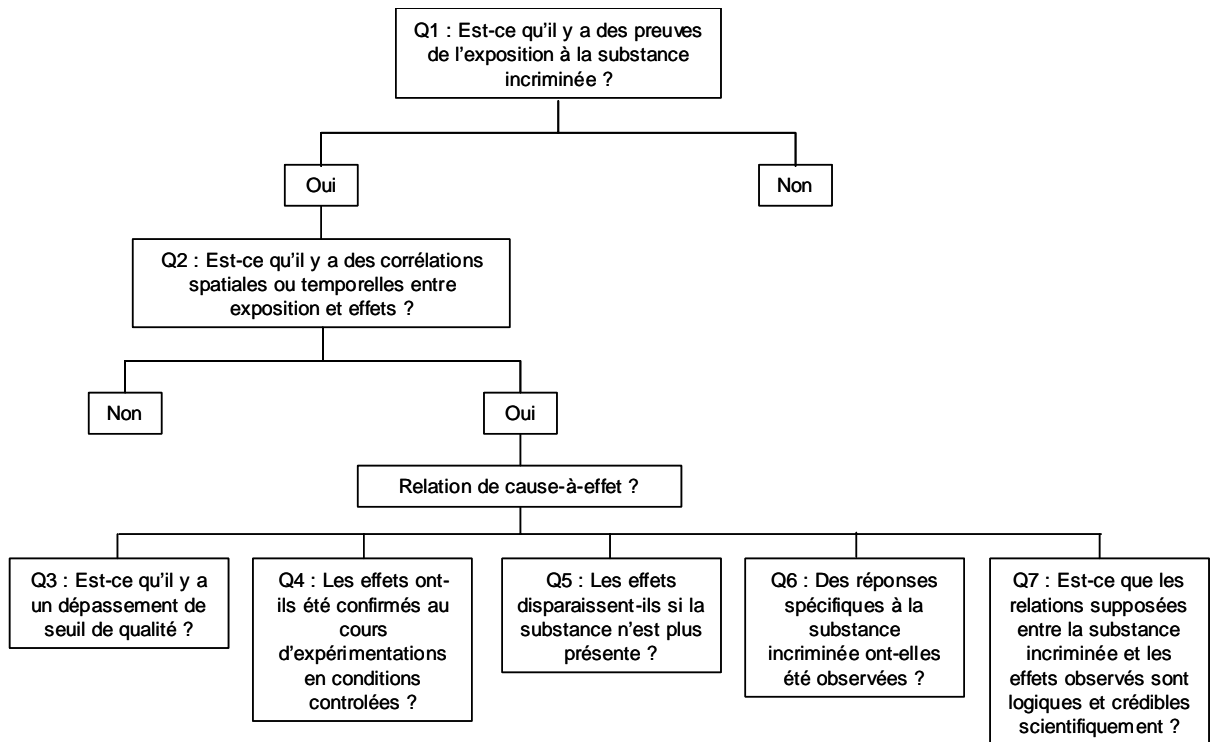


Figure 3.4-10. Représentation schématique d'une démarche d'analyse d'une situation de pollution d'un écosystème naturel par une substance toxique par la méthode de l'abondance des faits (modifié d'après Forbes & Calow, 2002, 2004).

Tableau 3.4-17. Évaluation par la méthode de l'abondance des faits décrites dans la figure 12 de différents scénarios théoriques (N: Non, O : Oui, - : pas pertinent ; ∅ : pas de données ; d'après Forbes & Calow, 2002).

Scénarios	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Conclusion
S1	N	-	-	-	-	-	-	Non vraisemblable
S2	O	N	-	-	-	-	-	Non vraisemblable
S3	O	O	∅	∅	∅	∅	∅	Possible
S4	O	O	N	-	-	-	-	Non vraisemblable
S5	O	O	-	-	-	-	N	Non vraisemblable
S6	O	O	O	-	-	-	-	Vraisemblable
S7	O	O	O	N	-	-	-	Non vraisemblable/Possible*
S8	O	O	O	∅	N	-	-	Possible
S9	O	O	O	O	N	-	-	Vraisemblable
S10	O	O	O	O	-	O	-	Très vraisemblable
S11	O	O	O	O	-	N	-	Vraisemblable
S12	O	O	O	O	-	O	O	Très vraisemblable
S13	O	O	O	-	-	-	∅	Possible
S14	∅	∅	-	-	-	-	O	Pas de conclusion
S15	O	∅	O	∅	∅	∅	O	Possible

* selon la qualité statistique des études réalisées.

Dans d'autres approches, un système de score est utilisé pour faire la part des choses entre différentes explications possibles (Tableau 3.4.18).

Quelle que soit la méthode utilisée pour l'agrégation des données, l'analyse finale relève du jugement d'expert, notamment lorsqu'il s'agit de prendre des mesures de gestion du risque.

Tableau 3.4-18. Propositions de scores pour l'évaluation des relations de causalité entre présence d'un contaminant (cause) et effets écotoxicologiques (d'après différents auteurs *in Suter et al., 2002*).

Critères	Résultats	Score
Spécifiques du cas étudié		
Co-occurrence spatiale de la cause et de l'effet	Compatible, Incertaine, Incompatible	+, 0, ---
Chronologie (la cause précède l'effet)	Compatible, Incertaine, Incompatible	+, 0, ---
Constance de l'association	Toujours, Souvent, Rarement ou pour des niveaux de contamination faibles	++, +, -
Existence d'un gradient de réponse biologique	Fort et monotone, Faible ou non monotone, Ambigu, Faible mais dans le mauvais sens, Fort mais dans le mauvais sens	+++ , +, 0, -, ---
Voies d'exposition identifiées en totalité	Données pour toutes les étapes, Données incomplètes, Ambigu, Données manquantes ou non plausibles	++, +, 0, -
Preuves expérimentales <i>in situ</i>	Concordantes, Ambiguës, Non concordantes	+++ , 0, ---
Prises en compte d'autres cas et de connaissances complémentaires		
Caractère plausible de l'association	Avéré, Plausible, Pas connu, Non plausible	++, +, 0, -
Mécanistiquement Quantitativement	Clairement quantitatif, Concordant, Ambigu, Non concordant	+++ , +, 0, -
Constance de l'association	Toujours, Le plus souvent, Parfois, Rarement ou pour des niveaux de contamination faibles	+++ , ++, +, -
Causes possibles	Une seule, Quelques-unes, Beaucoup	+++ , +, 0
Analogies avec d'autres situations		
Positive	Beaucoup ou peu mais claires	++, +
Négative	Peu ou pas claires	--, -
Existence de données expérimentales	Concordantes, Ambiguës, Non concordantes	+++ , 0, ---
Performances prédictives	Prédiction confirmée sur le site ou dans de nombreux sites, Prédiction généralement confirmées, Ambigu, Echec de la prédiction	+++ , ++, 0, ---
Confrontation des différentes relations de causalité		
Concordance des faits	Totale, Fréquente, Nombreuses oppositions	+++ , +, ---
Cohérence des faits	Oppositions explicables par un mécanisme crédible, Pas d'explication	+, 0

3.4.2.5. Idées essentielles

L'approche physico-chimique de l'évaluation de la qualité des milieux présente de nombreuses limites :

- Une analyse effectuée sur un échantillon prélevé dans une station donnée et à un moment particulier n'a qu'une valeur ponctuelle dans le temps et dans l'espace.
- Un prélèvement peut être réalisé au mauvais endroit ou trop tard pour que l'identification et/ou la quantification des substances en cause soit possible.
- Aucune méthode ne permet de détecter et de quantifier simultanément tous les pesticides présents dans un échantillon. Les analyses sont actuellement effectuées par des méthodes d'analyse multirésidu qui représentent un compromis entre le nombre de substances quantifiables dans un même échantillon, le coût de l'analyse et les performances.
- Les limites de détection des méthodes analytiques sont parfois supérieures aux concentrations pour lesquelles des effets biologiques peuvent être observés, voire aux PNECs.
- Les doses d'emploi des substances "modernes" sont de plus en plus réduites, ce qui a pour corollaire que les concentrations de ces substances dans l'environnement devraient être de plus en plus faibles, ce qui ne sera pas sans poser d'importants problèmes pour les détecter et les quantifier.
- La non-détection d'une substance ne signifie pas nécessairement qu'elle ne pose pas de problème environnemental. Il peut s'agir de la conséquence d'un plan d'échantillonnage ou de méthodes analytiques inadaptées.
- Il est difficile de relier les concentrations observées avec l'origine spatiale et temporelle des contaminations (sources ponctuelles vs. sources diffuses).

- La mise en évidence de la présence d'une substance ne fournit pas nécessairement d'informations sur les effets toxiques qu'elle est susceptible d'entraîner (biodisponibilité variable en fonction des conditions environnementales).
- L'information sur la présence des substances considérées isolément n'est pas nécessairement suffisante pour évaluer les conséquences de la contamination (existence de phénomènes de synergie ou d'antagonisme).
- Les effets biologiques peuvent être très différents d'une espèce à une autre, ou dépendre, pour une même espèce, du stade de développement ou de l'état physiologique des individus.

En France, il n'y a pas de réseau national d'évaluation de la qualité de l'eau vis-à-vis de la contamination par les pesticides et les informations disponibles à l'échelle du territoire découle de l'agrégation des données fournies par différents réseaux de surveillance (travail de compilation réalisé par l'IFEN) qui ont des objectifs et des caractéristiques (méthodes analytiques, fréquences d'échantillonnage, etc.) fréquemment différents. La mise en place d'une coordination au niveau national pourrait grandement améliorer la situation.

En dépit de ces limites, la surveillance environnementale par des méthodes chimiques est incontournable, que ce soit dans la perspective de la mise en œuvre de la DCE, que pour l'évaluation de l'efficacité des programmes visant à limiter les pollutions ou pour le suivi post-homologation des substances.

De très nombreux outils biologiques ont été proposés dans la littérature mais leur utilisation opérationnelle se heurte à de nombreuses difficultés :

- malgré la quantité très importante de travaux scientifiques réalisés sur les biomarqueurs, ces outils ne sont pratiquement pas utilisés en routine pour la biosurveillance environnementale.
- les substances utilisées actuellement possèdent un faible pouvoir de bioaccumulation qui limite l'intérêt des espèces sentinelles pour la détection de la contamination de l'environnement, hormis éventuellement les macrophytes terrestres qui peuvent servir pour la quantification des dépôts suite aux applications. En revanche, elles conservent toute leur pertinence pour la mesure de biomarqueurs et l'étude de l'état de santé des espèces non-cibles dans les zones agricoles.
- les nombreux outils de bioindication développés pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques (eaux douces et eaux marines) n'ont pas été mis au point pour mettre en évidence de façon spécifique les impacts des pesticides et il n'y a pas de données publiées sur leur réponse à la présence de ces substances.
- en ce qui concerne les sols, la plupart des outils ont été mis au point pour caractériser l'état de sols agricoles. Il n'y a toutefois pas de consensus à l'heure actuelle sur les outils à mettre en œuvre pour caractériser la qualité biologique des sols en zone agricole et des recherches complémentaires sont encore nécessaires.
- l'amplitude de l'accroissement de la tolérance d'une communauté à une substance (accroissement du PICT) pourrait être utilisée comme une mesure quantitative de l'importance de l'exposition de cette communauté à cette substance. Les incertitudes qui subsistent sur la méthode PICT, le faible nombre de substances actives pour lesquelles des études ont été réalisées et la quasi-absence de validation *in situ* expliquent qu'elle ne soit pas utilisée en routine à l'heure actuelle pour l'évaluation de la qualité des milieux naturels.
- la mise en évidence d'une relation de causalité entre la présence de pesticides et leurs effets impose de réaliser en parallèle l'analyse du niveau de contamination des écosystèmes et celles des effets biologiques.
- compte tenu du caractère fréquemment épisodique des apports, l'échantillonnage doit être réalisé de façon couplée avec certains événements (application des substances, précipitations, etc.). Dans le cas des apports par ruissellement ou drainage dans les milieux aquatiques, il est aussi utile de disposer d'échantillons prélevés après le pic de pollution, afin de bien caractériser le patron d'exposition.
- le plus souvent, des sites non contaminés ou non perturbés n'existent pas au sein des paysages agricoles et il faut se contenter d'utiliser les écosystèmes les moins perturbés comme témoins.

- de nombreux facteurs de confusion et la variabilité naturelle peuvent rendre l'identification des effets des pesticides difficile. Les facteurs de confusion peuvent être de nature physique (structure des sols et des habitats aquatiques), chimiques (nutriments, autres toxiques) ou biologiques (présence de certaines espèces).
- pour les oiseaux et les mammifères, il est fréquemment difficile d'appréhender le niveau des populations et celui des communautés, du fait de la taille des territoires exploités par ces organismes et de leur temps de génération.
- les paramètres fonctionnels (par exemple consommation/production d'oxygène, décomposition de la litière, travail du sol par les vers de terre, etc.) fournissent des informations importantes d'un point de vue écologique. Ils sont toutefois généralement moins sensibles que les paramètres de structure du fait du remplacement possible des espèces sensibles (redondance fonctionnelle).
- les pesticides peuvent avoir des effets directs et indirects sur les individus, les populations et les communautés. La distinction entre les deux types d'effets *in situ* est délicate et elle nécessite le plus souvent de réaliser des expérimentations complémentaires aux études en milieu naturel (bioessais de laboratoire, études en cosmes).
- la mise en oeuvre d'une approche combinant des observations de terrain et d'autres données (par exemple bioessais *in situ*, mesures de biomarqueurs, résultats d'études en cosmes) peut aider à la mise en évidence de relations de causalité.

3.4.3. Modélisation des contaminations environnementales et des impacts

3.4.3.1. Modélisation du devenir des pesticides dans l'environnement

Nature et contexte d'utilisation des modèles

La notion de modèle dans la présente section se limitera à celle recouvrant la disponibilité d'outils de type informatique ayant pour finalité une prédiction des concentrations en pesticides dans différents compartiments environnementaux. Elle s'oppose ici à la notion d'"indicateurs environnementaux", plus empirique, dont la finalité est plus appliquée à une gestion du risque associé aux pesticides à l'échelle de l'exploitation agricole ou de la petite région agricole. Les indicateurs environnementaux sont présentés et discutés dans la section 3.4.4. La différenciation entre modèles et indicateurs environnementaux a toutefois tendance à s'estomper avec le développement et l'utilisation de systèmes intermédiaires combinant le volet scientifique de l'estimation des concentrations en pesticides à l'approche plus pragmatique de gestion du risque (voir par exemple le système d'évaluation environnementale p-EMA qui intègre une version simplifiée du modèle de transfert MACRO ; Brown *et al.*, 2003 ; Hart *et al.*, 2003 ; Lewis *et al.*, 2003).

Le transfert des pesticides dans l'environnement fait intervenir de nombreux processus chimiques, biologiques et physiques, qui de plus interagissent entre eux au sein des écosystèmes terrestres ou aquatiques. Bien que la majorité des processus individuels intervenant dans le devenir des pesticides soit caractérisée et relativement bien connue, leur combinaison résulte en des systèmes complexes que l'homme ne peut gérer intuitivement. Il est donc fait appel à des modèles de transfert qui combinent des descriptions mathématiques ou statistiques des différents phénomènes individuels (modèles dits "déterministes") ou qui, au contraire, considèrent les phénomènes de transfert dans leur globalité (modèles dits "globaux").

La majorité des modèles de transfert de pesticides trouve leur origine dans des travaux de recherche visant à améliorer la connaissance du devenir environnemental des pesticides. Il est toutefois important de noter que le développement d'un certain nombre de ces modèles a été largement influencé récemment par leur utilisation dans le contexte de l'examen des substances phytopharmaceutiques des pesticides en Europe et du cadre réglementaire sur ces substances aux États-Unis. Cet examen européen est encadrée par la Directive Européenne 91/414/EEC, et requiert le dépôt par les industriels d'un dossier environnemental démontrant que l'usage de la molécule selon les préconisations d'utilisation présente un risque "acceptable entre autres pour l'environnement (voir section 3.4.1.).

En ce qui concerne le devenir, l'évaluation du devenir environnemental pour les pesticides se base typiquement sur des informations acquises par des expériences en laboratoire (US EPA, 2002), des expériences au champ ou en études mixtes laboratoire-terrain (expériences de lysimétrie, par exemple ; Lanthaler, 2004) et des études de modélisation (FOCUS, 2000). Les données de laboratoire telles que celles visant à caractériser les phénomènes de sorption ou de dégradation, générées selon des protocoles standardisés, sont relativement onéreuses à acquérir dès lors qu'il s'agit de s'intéresser au devenir des produits dans plusieurs sols et elles sont par ailleurs acquises dans des conditions différentes de celles qui règnent au champ (Beulke *et al.*, 2000). L'acquisition directe de données au champ pour un grand nombre de situations agro-pédo-climatiques serait préférable mais elle est limitée dans la pratique par la durée des expérimentations et les coûts associés. La modélisation, qui permet d'estimer pour un coût relativement modique le risque de transfert environnemental pour une molécule donnée dans de nombreuses situations agro-pédo-climatiques tout en s'appuyant sur les données acquises au laboratoire et au champ, s'est donc progressivement imposée comme un outil incontournable dans l'estimation du risque de transfert de pesticides vers les ressources en eau.

Types de modèles et disponibilité pour la prédiction des concentrations environnementales en pesticides

Les modèles de transfert de pesticides peuvent globalement se classer en trois grandes catégories : les modèles dits 'multimédias', les modèles 'stochastiques' et les modèles 'déterministes'.

Modèles multimédias

Les modèles de type multimédias ont été développés au cours des années 1980 (Mackay, 1979 ; Paterson & Mackay, 1985 ; Mackay & Paterson, 1990, 1991 ; Mackay, 1991 ; Wania & Mackay, 1999) et sont principalement utilisés pour simuler le devenir des pesticides persistants (du type lindane, DDT, chlordane, aldrine, dieldrine, endrine, heptachlore, mirex, toxaphène ; Severinsen & Jager, 1998 ; Wania *et al.*, 1999 ; Liu *et al.*, 1999) dont l'utilisation en agriculture n'est plus autorisée depuis de nombreuses années sur le territoire métropolitain. Les modèles de type multimédias se basent sur une segmentation des écosystèmes en grands compartiments (sol, plante, air, eau, par exemple) et l'établissement de flux entre ces différents compartiments à travers des coefficients de partage (par exemple, un coefficient de partage entre une feuille et l'atmosphère ou entre le sol et l'eau). En n'utilisant qu'un nombre limité de paramètres d'entrée, ces modèles sont particulièrement adaptés à la modélisation des transferts à très large échelle (par exemple les transferts à l'échelle régionale ou mondiale ; Wania & Mackay, 1999) ou des situations pour lesquelles les données permettant de paramétrer des modèles déterministes sont peu nombreuses. Leur intérêt à une échelle plus fine est toutefois limité.

Modèles stochastiques

Les modèles stochastiques se basent sur des fonctions de probabilité décrivant de manière statistique une propriété du système. Le développement de ces modèles est une réponse au fait qu'il est souvent considéré que la variabilité des propriétés influençant le devenir des pesticides dans les conditions environnementales réelles est telle que le transfert des solutés au champ ne peut pas être modélisé à l'aide d'approches déterministes (Jury & Sposito, 1986). Le modèle stochastique TFM (*Transfer Function Model* ; Jury, 1982) se base par exemple sur la définition et la paramétrisation d'une fonction de probabilité décrivant le temps de transfert d'un soluté entre la surface du sol et une profondeur donnée. Mills & Leonard (1983) ont pour leur part exprimé la quantité de pesticides susceptible d'être perdue par ruissellement par une fonction de probabilité en observant que la fréquence d'événements pluvieux susceptibles d'entraîner des pertes par ruissellement suivait une loi de probabilité de Poisson. Plus récemment, Grochulska & Kladvikova (1994) ont modifié le modèle stochastique de Jury dans le cadre de la description des transferts d'eau dans des sols à double porosité. Bien que d'un intérêt conceptuel certain, les modèles stochastiques ne reçoivent que peu d'attention dans le cadre de l'étude du transfert de pesticides vers les ressources en eau.

Modèles déterministes

Les premiers développements de modèles déterministes sous une forme permettant leur utilisation par une communauté d'utilisateurs datent du milieu des années 1980 (Mills & Leonard, 1984 ; Carsel *et al.*, 1985 ; Rao *et al.*, 1985 ; Jury *et al.*, 1986 ; Nofziger & Hornsby, 1986). Un grand nombre de modèles de transfert de pesticides a été développé depuis, les propositions se différenciant par leur complexité et par leurs conditions d'utilisation (voir par exemple Jarvis *et al.*, 1991 ; Hutson & Wagenet, 1992 ; Knisel *et al.*, 1992 ; RZWQM Team, 1992 ; Grochulska & Kladivko, 1994 ; Tiktak *et al.*, 2000). Le tableau 3.4-19 présente une liste non exhaustive de modèles mathématiques permettant de simuler spécifiquement le transfert environnemental de pesticides.

Tableau 3.4-19. Exemples de modèles permettant la prédiction du transfert de pesticides dans différents compartiments environnementaux (pour plus de détails sur la modélisation dans le compartiment atmosphérique, voir 3.2.2.1).

Utilisation possible des modèles	Exemples et références
Modèles permettant la simulation de la lixiviation des pesticides à travers le sol	PELMO (Jene, 1998), PRZM (Carsel <i>et al.</i> , 1985), PEARL (Tiktak <i>et al.</i> , 2000), MACRO (Jarvis <i>et al.</i> , 1991 ; Jarvis & Larsson, 1998), PESTLA (van den Berg & Boesten, 1999), PESTRAS (Tiktak <i>et al.</i> , 1994), LEACHM (Hutson & Wagenet, 1992), GLEAMS (Knisel <i>et al.</i> , 1992), CMLS (Nofziger & Hornsby, 1986), Agriflux (Banton & Larocque, 1997), RZWQM (USDA-ARS, 1992), MOUSE (Steenhuis <i>et al.</i> , 1987), CRACKP (Armstrong <i>et al.</i> , 2000), PLM (Nicholls <i>et al.</i> , 2000), SIMULAT (Aden & Dieckrüger, 2000), VARLEACH (Walker, 1997), HYDRUS (Simunek <i>et al.</i> , 1998), MACRO_DB (Jarvis <i>et al.</i> , 1997), OPUS (Smith, 1992), WAVE (Vanclooster <i>et al.</i> , 1995), MARTHE (Thiéry <i>et al.</i> , 2004), PESTRANS (Unlu <i>et al.</i> , 1997).
Modèles permettant de simuler les pertes de pesticides par érosion et/ou ruissellement	PELMO (Jene, 1998), PRZM (Carsel <i>et al.</i> , 1985), EPIC (Williams <i>et al.</i> , 1984), TurfPQ (Haith, 2001), OPUS (Smith, 1992).
Modèles permettant de simuler le devenir des pesticides dans les cours d'eau	TOXSWA (Adriaanse, 1996), EXAMS
Modèles permettant de simuler le devenir de pesticides permettant de travailler à l'échelle du bassin versant	MARTHE (Thiéry <i>et al.</i> , 2004), HSPF (Donigian <i>et al.</i> , 1984), SWAT (Arnold <i>et al.</i> , 1992 ; Arnold & Fohrer, 2005)
Modèles permettant de simuler :	
a) des émissions de pesticides vers l'atmosphère,	a) PELMO (Jene, 1998), PRZM (Carsel <i>et al.</i> , 1985), PEARL (Tiktak <i>et al.</i> , 2000), MACRO (Jarvis <i>et al.</i> , 1991 ; Jarvis & Larsson, 1998), PESTLA (van den Berg & Boesten, 1999), LEACHM (Hutson & Wagenet, 1992), PEM (Scholtz <i>et al.</i> , 2002), Volt'air Pesticide (Cellier <i>et al.</i> , 2004), BAM (Jury <i>et al.</i> , 1983)
b) le transport atmosphérique et le dépôt	b) PESTDEP (Asman <i>et al.</i> , 2003), EVA, SimpleBox (ven de Meent, 1993),
c) la dérive	c) IDEFICS (Holterman <i>et al.</i> , 1997) ; AgDrift (Birchfield, 2004)

De manière générale, la modélisation du transfert de pesticides dans les sols par lessivage est la plus développée (Tableau 3.4-19).

Pourtant, historiquement les premiers travaux de modélisation ont été conduits sur l'émission de pesticides vers l'atmosphère par volatilisation. Les modèles tels que PRZM, PEARL, etc incluent une description de la volatilisation depuis le sol et/ou la plante grâce à des paramétrisations restant pour l'instant relativement simples mais qui sont en cours de développement (voir aussi 3.2.1.4.). La modélisation dans les domaines traitant du transport atmosphérique des pesticides, leur entraînement par ruissellement et érosion et leur devenir au-delà de la zone racinaire n'est que peu avancée et elle ne permet généralement pas de reproduire de manière satisfaisante les chroniques de concentrations mesurées dans les différents compartiments (voir section suivante sur la validation des modèles). Les modèles récents développés pour étudier la volatilisation (PEM, (Scholtz *et al.*, 2002); Volt'air Pesticides, (Cellier *et al.*, 2004) avec des échelles de temps adaptées au processus de volatilisation permettent de décrire globalement la dynamique du flux, malgré des améliorations nécessaires. Cependant, l'estimation de la concentration résultante dans l'atmosphère nécessite un couplage avec des modèles de dispersion (voir aussi 3.2.1.4 et 3.2.2.1). Par ailleurs, la majorité des modèles disponibles pour les pesticides s'applique à l'échelle locale (celle du m², du profil de sol, de la parcelle). Les applications de modèles à l'échelle du bassin versant hydrologique ou hydrogéologique

se limitent pour l'instant pour ce qui est des pesticides à des applications prédictives basées sur la spatialisation de modèles normalement appliqués à l'échelle parcellaire (Röpke *et al.*, 2004) bien qu'il ait été démontré que les éléments du paysage (haies, fossés) ont une influence probablement importante sur les transferts d'eau et de solutés dans les bassins versants (Carlier & De Marsily, 2004). L'utilisation à l'échelle du bassin versant de modèles déterministes se heurte à la disponibilité de données permettant leur paramétrisation et des approches simplifiées ou alternatives (par exemple des réseaux de neurones) sont alors parfois adoptées (voir par exemple Berenzen *et al.*, 2005; Sahoo *et al.*, 2005). Il est toutefois à noter qu'il y a à l'heure actuelle un développement de modèles à l'échelle du paysage, qui permettent de prendre en compte les éléments prépondérants de celui-ci : largeur des zones tampons, présence de sillons d'érosion, pente, etc. (voir par exemple Huber *et al.*, 1998 ; Reus *et al.*, 1999 ; Dabrowski *et al.*, 2002 ; Berenzen *et al.*, 2005).

Le travail conséquent réalisé sur la modélisation du transfert des pesticides dans la zone racinaire s'explique pour partie par l'importance de ce compartiment dans l'estimation du risque de lixiviation des pesticides dans le cadre de l'homologation (Travis, 2000). L'estimation du risque de contamination des eaux souterraines dans l'Union Européenne se base en effet typiquement sur l'estimation des quantités de pesticide lixiviées à 1 mètre de profondeur, suivant l'hypothèse qu'une comparaison des quantités lixiviées à cette profondeur et de la norme (0,1 µg/L en Europe, quel que soit le produit considéré) représente une approche protectrice vis-à-vis des eaux souterraines sous-jacentes.

La modélisation du transfert des pesticides dans l'environnement a largement bénéficié des travaux des groupes de travail européens FOCUS (*FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE*) qui se sont succédés depuis 1995. Chacun de ces groupes, formés de chercheurs et de représentants de l'industrie et des autorités d'homologation des pesticides, s'est attaché à faire la synthèse des connaissances dans un domaine particulier et à faire des propositions d'amélioration des démarches d'évaluation de risque mettant en jeu des modèles de transfert des pesticides (Tableau 3.4-20 ; les différents rapports cités peuvent être téléchargés depuis le site <http://viso.ei.jrc.it/focus/>). Les derniers travaux des groupes FOCUS ont visé à établir une relative standardisation des procédures pour l'évaluation de risque, de façon à pouvoir faciliter le travail d'évaluation des molécules au niveau européen et des états membres.

Tableau 3.4-20. Bilan des activités des groupes FOCUS.

Appellation des groupes de travail	Période de travaux	Activités	Rapport
FOCUS groundwater	1994-1995	Synthèse sur la disponibilité des modèles de lixiviation. Recommandations sur l'utilisation des modèles dans le cadre d'analyses de risque.	FOCUS (1995)
FOCUS soil	1995-1996	Identification de recherches à mener dans le domaine Recommandations sur le calcul de concentrations dans le sol dans un cadre d'analyse de risque Suggestions d'amélioration des modèles.	FOCUS (1996)
FOCUS surface water	1994-1995	Premières réflexions sur la définition de scénarios européens pour la lixiviation. Synthèse des connaissances sur les possibilités de modélisation de la dérive, du ruissellement, du drainage, et sur le devenir dans un cours d'eau. Premières réflexions sur la définition de scénarios européens pour les eaux de surface.	FOCUS (1997)
FOCUS groundwater scenarios	1997-2000	Définition de scénarios permettant une certaine standardisation des démarches d'évaluation du risque de transfert vers les eaux souterraines. Mise à disposition de 4 modèles de lixiviation intégrant ces scénarios	FOCUS (2000)
FOCUS surface water scenarios	1997-2001	Définition de scénarios permettant une certaine standardisation des démarches d'évaluation du risque de transfert vers les eaux de surface. Mise à disposition de modèles permettant la conduite des analyses de risque	FOCUS (2001)
FOCUS degradation kinetics	2002-2005	Analyse critique et recommandations sur l'utilisation de différentes cinétiques dans la modélisation de la dissipation des pesticides.	Guidance Document
FOCUS landscape and mitigation	2002-2005	Synthèse des connaissances sur la prise en compte des éléments du paysage dans l'évaluation du risque environnemental. Propositions de recommandations sur les pratiques dans le domaine	FOCUS (2005)
FOCUS air	2002-2005	Synthèse des connaissances et des modèles et méthodes existants. Proposition d'un schéma d'évaluation	Rapport final à venir

Évaluation des modèles

La capacité des modèles à pouvoir simuler de manière satisfaisante le comportement réel des pesticides dans l'environnement est un caractère important car elle détermine le contexte et les limites d'utilisation des modèles. Cette évaluation prend la forme d'exercices d'«évaluation» ou, selon une terminologie abusive, d'exercices de «validation» des modèles (Konikow & Bredehoeft, 1992).

Une démarche d'évaluation de modèle peut prendre plusieurs formes :

- un examen minutieux du code du modèle permettant de vérifier que les équations ont bien été transcrites ;

- une comparaison entre les prédictions du modèle et des solutions théoriques ou analytiques (Vanderborgh *et al.*, 2005) ;

- une analyse de sensibilité du modèle permettant de s'assurer que les influences des différents paramètres sur les résultats sont bien retranscrites (Wolt *et al.*, 2002; Dubus *et al.*, 2003) ;

une analyse d'incertitude visant à estimer les incertitudes attachées aux prédictions des modèles (Dubus & Brown, 2002; Warren-Hicks *et al.*, 2002) ;

- une comparaison entre les prédictions du modèle et un jeu de données mesurées (Pennell *et al.*, 1990 ; Bergstöm & Jarvis, 1994 ; Walker *et al.*, 1995 ; Klein *et al.*, 1997 ; Vanclooster *et al.*, 2000 ; Garratt *et al.*, 2002).

D'un point de vue opérationnel, le type d'évaluation le plus intéressant est la dernière procédure citée car elle permet d'estimer si le modèle est capable de représenter correctement la réalité telle qu'observée sur le terrain. Le Tableau 3.4-21 présente les différents types de données qui sont typiquement utilisées dans les études d'évaluation de modèles.

Tableau 3.4-21. Données utilisées dans les études d'évaluation de modèles.

	Données mesurées confrontées aux prédictions des modèles	Exemples d'application
Expériences en colonnes de sol au laboratoire ou en lysimètres	Teneurs en eau du sol et tensions à différentes profondeurs. Résidus de traceurs et/ou de pesticides dans le sol à différents temps et/ou profondeurs. Volumes lixiviés et concentrations en traceurs et en pesticides dans les lixiviats.	Klein <i>et al.</i> , 1997 ; Francaviglia <i>et al.</i> , 2000 ; Beulke <i>et al.</i> , 2002 ; Dubus <i>et al.</i> , 2004
Expériences au champ	Teneurs en eau du sol et tensions à différentes profondeurs. Résidus de traceurs et/ou de pesticides dans le sol à différents temps et/ou profondeurs (échantillonnage de sol, utilisation de bougies poreuses ou de plaques lysimétriques). Volumes d'eau drainée dans les sols drainés. Volumes d'eau ruisselés.	Gottesbüren <i>et al.</i> , 2000 (lixiviation) Brown <i>et al.</i> , 2004 (drainage) Singh & Jones, 2002 (ruissellement)
Utilisation de données issues de programmes de surveillance	Chroniques de concentrations en fonction du temps.	Brown <i>et al.</i> , 2002

L'évaluation des modèles sur la base de jeux de données collectées au champ ou au laboratoire fait partie intégrante de leur développement. L'évaluation dans ces conditions est toutefois problématique car elle se base souvent sur des données qui ont servi à la mise au point du modèle (Dubus *et al.*, 2002). Des études d'évaluation sur des jeux de données indépendants sont donc préférables. La majorité des évaluations des modèles a été réalisée dans le cadre de programmes de recherche européens (Bergström & Jarvis, 1994 ; Walker *et al.*, 1995 ; Vanclooster *et al.*, 2000), bien que des efforts conséquents de validation aient également été entrepris par des groupes de recherche indépendants (par exemple, l'USDA-ARS pour le modèle RZWQM). Des informations complémentaires et des exemples peuvent être trouvés dans diverses synthèses sur les évaluations des modèles, par exemple pour les modèles PRZM et GLEAMS (Russell & Jones, 2002) et RZWQM (Malone *et al.*, 2004). La formule typique d'évaluation de modèles consiste à appliquer différents modèles à un même jeu de données (Armstrong *et al.*, 2000 ; Francaviglia *et al.*, 2000 ; Tiktak *et al.*, 2000 ; Vanclooster & Boesten, 2000 ; Garratt *et al.*, 2003), ce qui permet en théorie une comparaison directe des différentes capacités des modèles à simuler des données réelles. Certains auteurs ont

également procédé à des tests des modèles individuellement sur différents jeux de données (voir par exemple Klein *et al.*, 1997, 2000).

La capacité des modèles à prédire les concentrations et contaminations observées dépend fortement des types de modélisation entreprise et de leurs objectifs. Ainsi, une simulation pourra apparaître comme satisfaisante dans un contexte donné mais insuffisante dans un autre contexte. Les meilleurs résultats sont couramment obtenus avec des modèles de type mono-dimensionnel sur des jeux de données de lixiviation dans le sol ou de transferts vers le drainage. De manière générale, il est admis que ces modèles de transfert de pesticides prédisent de manière satisfaisante les teneurs et les flux en eau dans les sols, avec une légère supériorité dans ce domaine pour les modèles basés sur une description fine des propriétés de rétention et de conductivité (Garratt *et al.*, 2002 ; Vanclooster *et al.*, 2000). La simulation des flux ou des concentrations en pesticides est plus ardue et de ce fait, de 'bonnes'⁸ adéquations entre des prédictions de modèles et les concentrations en pesticides mesurées ont été moins souvent rapportées (Russell & Jones, 2002 ; Malone *et al.*, 2004). Une simulation satisfaisante des concentrations passe dans la majorité des cas par une phase de calibration du modèle (Bergström & Jarvis, 1994 ; FOCUS, 1995 ; Thorsen *et al.*, 1998), c'est-à-dire par un ajustement des paramètres d'entrée du modèle de façon à optimiser la concordance entre prédictions du modèle et données mesurées.

L'évaluation de la performance des modèles déterministes est un exercice difficile (Dubus *et al.*, 2002) compte-tenu de la nécessité de disposer de données terrain abondantes et de qualité (Loague, 1992 ; Yapo *et al.*, 1996), de la nécessité de prendre en compte la variabilité et l'incertitude sur les données mesurées (Jones & Russell, 2000 ; Francaviglia *et al.*, 2000), du choix des paramètres du modèle à ajuster (Bergström, 1996), du choix de l'indicateur de performance du modèle (Loague & Green, 1991) et des critères de satisfaction vis-à-vis de la calibration (Dubus *et al.*, 2000). Un moyen classique de 'contraindre' la calibration consiste à utiliser dans la modélisation toutes les données à disposition (Hopmans & Simunek, 1999). Toutefois, il a été démontré qu'une calibration permettant à la fois une bonne description des données sur le régime hydrique ainsi que sur les flux et concentrations résiduelles d'un traceur et du pesticide est difficile (Thorsen *et al.*, 1998 ; Jarvis *et al.*, 2000). Les comparaisons entre les prédictions des modèles et les observations menées *in situ* à différents endroits du paysage et à différentes saisons sont particulièrement ardues (Crane *et al.*, 2003) :

- L'échantillonnage peut être réalisé dans des milieux différents (par exemple, eaux courantes au lieu des systèmes lentiques utilisés dans les modèles).
- Le modèle utilisé peut être inadapté ou bien des données d'entrée peuvent manquer ou être erronées ou trop imprécises.
- Les cinétiques des réactions qui gouvernent le devenir des pesticides peuvent être différentes dans les conditions de laboratoire et dans les milieux naturels.
- Les valeurs mesurées *in situ* peuvent être plus faibles que les valeurs prédites en raison d'un échantillonnage réalisé dans une période de vulnérabilité faible, en dehors des pics de concentration.
- Les valeurs mesurées *in situ* peuvent être plus élevées que les valeurs prédites en raison de l'existence de sources de contamination ponctuelles non prises en compte dans les modèles, de mauvaises pratiques (par exemple non-respect des zones tampons), de la répétition de traitements ou de la simultanéité des traitements dans une même région.
- L'intérêt et l'utilité des modèles sont directement fonctions de l'utilisation souhaitée. Ainsi, ce ne sont pas les mêmes critères d'évaluation de la qualité des simulations qui seront appliqués selon qu'il s'agit de s'intéresser à la concentration maximale journalière d'un pesticide dans des eaux de drainage ou bien au flux de pesticides vers les eaux souterraines à l'échelle de la saison hydrologique. Il est généralement considéré que les modèles représentent un outil satisfaisant dans un contexte d'identification, d'évaluation et de gestion du risque pesticides vis-à-vis de la qualité et la protection des ressources en eau. Leurs performances intrinsèques sont toutefois moindres dans un cadre de recherche. Dans ce dernier contexte, les modèles doivent avant tout permettre une bonne retranscription des différentes influences individuelles qui auraient pu être observées lors d'expériences isolées.

⁸ Il est considéré ici que les prédictions d'un modèle sont satisfaisantes quand elles sont distantes des données mesurées de moins d'un ordre de grandeur

Incertitudes dans la modélisation du transfert environnemental des pesticides

Comme cela a été rappelé précédemment, le transfert des pesticides dans l'environnement relève de l'interaction complexe entre des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. La modélisation du transfert environnemental des pesticides n'est donc pas une science exacte. Les paramètres d'entrée des modèles sont inévitablement sujets à des incertitudes qui sont susceptibles de se transmettre dans la modélisation pour résulter en des incertitudes dans les prédictions du modèle. La modélisation du transfert environnemental des pesticides est soumise aux incertitudes suivantes (Dubus *et al.*, 2003) :

- variabilités spatiales et/ou temporelles des sols et de leurs propriétés (Bosch & West, 1998), des phénomènes de rétention (Lennartz, 1999 ; Novak *et al.*, 1997 ; Coquet & Barriuso, 2002) et de dégradation (Walker & Brown, 1983 ; Parkin et Shelton, 1992 ; Walker *et al.*, 2002),
- incertitudes liées à l'échantillonnage au champ (Ramsey, 1998) et à l'analyse (Northcott & Jones, 2000),
- traitement des données afin de déterminer les valeurs des paramètres d'entrée (Leake *et al.*, 1995), utilisation de fonctions de pédotransfert ou de bases de données (Wösten *et al.*, 1999),
- incertitudes dans les cartes et données géoréférencées (Zhang & Goodchild, 2002), imprécisions liés aux arrondis (Millstein, 1994),
- incertitudes dans la représentation et la connaissance des fonctionnalités des structures et configurations paysagères (Carluer & De Marsily, 2004),
- incertitudes liées au fait que le modèle n'est pas une représentation parfaite de la réalité (Beck *et al.*, 1997),
- incertitudes liées au fait qu'un modèle est utilisé plutôt qu'un autre (Garen *et al.*, 1999)
- subjectivité des choix de modélisation effectués par les modélisateurs (Brown *et al.*, 1996 ; Boesten, 2000).

Les sources d'incertitude sont telles que certains auteurs ont questionné l'utilité d'une prise de décision basée sur une prévision unique d'un modèle (Carbone *et al.*, 2002). De nombreuses analyses de sensibilité et d'incertitude ont démontré que dans la majorité des cas, les paramètres influençant le plus les prédictions des modèles sont ceux reliés aux phénomènes de rétention et de dissipation des pesticides (Boesten, 1991 ; Soutter & Musy, 1998 ; Boesten & van der Linden, 1991 ; Persicani, 1996 ; Dubus *et al.*, 2003). Ces analyses ne se sont toutefois pas attachées à évaluer la contribution respective des incertitudes liées aux paramètres du modèle et celles relevant d'incertitudes plus difficiles à quantifier telles que l'erreur liée à la structure du modèle ou aux choix subjectifs effectués par les modélisateurs (Dubus *et al.*, 2003).

La prise en compte des incertitudes dans la modélisation du transfert environnemental des pesticides a fait l'objet de recherches importantes ces dernières années et elle a notamment fait appel à de nombreuses techniques différentes :

- analyses différentielles (Loague, 1991 ; Diaz-Diaz *et al.*, 1999),
- analyse de sensibilité par transformées de Fourier (Fontaine *et al.*, 1992), modélisation de type Monte Carlo (Carsel *et al.*, 1988; Soutter & Musy, 1998, 1999; Ma *et al.*, 2000; Dubus & Brown, 2002; Carbone *et al.*, 2002),
- méthodes basées sur la logique floue (Freissinet *et al.*, 1998; 1999),
- méthodologie DEMM (*Deterministic Equivalent Modeling Method* ; Cryer & Applequist, 2003).

Malgré la multiplicité des méthodes disponibles, les méthodes de propagation d'incertitudes basées sur des échantillonnages de type Monte Carlo restent les plus utilisées dans le domaine des pesticides du fait de leur simplicité conceptuelle et de leur transparence, de leur caractère générique, de la disponibilité de logiciels commerciaux *ad hoc* et de leur historique d'utilisation (Dubus & Janssen, 2003).

Intérêt des modèles dans une démarche de réduction d'utilisation et de limitation des impacts

Le devenir environnemental des pesticides a fait l'objet de recherches nombreuses dont les résultats ont permis le développement et l'amélioration progressive d'outils mathématiques permettant de simuler le transfert de molécules dans le sol, l'air et les eaux. Un certain nombre de ces modèles, notamment les modèles utilisés pour l'homologation, ont fait l'objet de campagnes de recherche et d'évaluation conséquentes.

La mise au point d'un modèle de transfert permettant de retranscrire en détail l'intégralité des processus et les variabilités et incertitudes en jeu est illusoire compte tenu de la diversité et de la variabilité des processus et des facteurs impliqués. Ainsi, bien que les modèles existants soient imparfaits, leur utilisation à des fins décisionnelles et de gestion reste très intéressante, notamment vis-à-vis des alternatives que sont les expérimentations au champ et en laboratoire.

Les objectifs de la modélisation peuvent être très différents selon les applications qui sont envisagées, parmi lesquelles :

- l'évaluation des modèles à l'aide de données collectées au champ,
- l'évaluation de la qualité ou de la représentativité d'un jeu de données,
- l'optimisation de campagnes de surveillance,
- la valorisation de jeux de données,
- l'évaluation d'un risque *a priori* de contamination,
- l'étude comparative de méthodes alternatives de protection des cultures,
- le test d'hypothèses.

Les modèles de transfert n'ont pas été conçus dans une optique d'une étude des d'aménagements visant à réduire leur utilisation et à limiter les impacts. Ainsi, il n'existe actuellement pas de modèle permettant de quantifier, de manière opérationnelle et fiable, l'impact que tous les changements de pratiques visant à limiter le transfert environnemental des pesticides pourraient avoir sur les contaminations, même si des tentatives en ce sens existent⁹ (projet SACADEAU par exemple ; Cordier, 2005). Le Tableau 3.4-22 présente une classification de l'utilité potentielle des modèles existants vis-à-vis de l'évaluation prédictive des effets que des changements de pratiques ou d'aménagements de l'espace pourraient avoir. Cette classification est le résultat de discussions entre les experts modélisateurs ayant participé à la présente expertise scientifique collective et reste donc subjective.

Tableau 3.4-22. Utilité potentielle des modèles existants dans une optique de limitations des usages et de réduction des impacts (ce tableau a été construit à dire d'experts. Les aménagements proposés font référence aux propositions de la section 3.5).

État de l'existant	Utilisations potentielles
Utilisation directe de modèles existants possible	LIMITATIONS DES USAGES Réduction des doses d'application Utilisation de nouveaux produits Stratégies de substitution Stratégies de traitement alternatives (fréquences, quantités) RÉDUIRE LES EXPOSITIONS ET LES IMPACTS Incorporation Matière Organique Gestion des intercultures Gestion des résidus de récoltes
Utilisation possible de modèles mais nécessitant un effort 'significatif' de collecte de données et/ou de mises au point méthodologiques	LIMITATIONS DES USAGES Traitements de semences Traitements de précision Applications localisées RÉDUIRE LES IMPACTS Travail du sol Amendements organiques
Modèles, connaissances ou données non disponibles	RÉDUIRE LES IMPACTS Zones tampon enherbées Zones humides Fossés Haies Limiter le ruissellement Formulation Maintien ou introduction de populations dégradantes

⁹ Ces travaux sont encore en développement. Ils ont pour objectif de coupler, pour certaines situations agronomiques et pédo-climatiques, une représentation, par modélisation, des modes de décision des agriculteurs et des transferts à l'échelle de petits bassins versants cultivés.

Bilan et perspectives

Les premiers développements de code pour la modélisation du transfert de pesticides remontent au milieu des années 1980, mais c'est au cours des 10 dernières années qu'ont été effectués les développements majeurs de ces approches pour l'estimation de risque pour l'évaluation des substances.

Les efforts de recherche se sont concentrés sur les prédictions à la sortie des champs et sur le premier mètre de sol. Pour ces domaines, de gros efforts de vérification, évaluation et validation des modèles ont été entrepris à travers divers projets européens.

Les modèles actuels donnent des résultats satisfaisants pour ce qui est du transfert de pesticides dans les sols (notamment pour la lixiviation et la reprise éventuelle par le drainage), mais la modélisation ne fournit pas de solutions satisfaisantes dans certains cas :

- modélisation à l'échelle du bassin versant,
- modélisation en profondeur (au-delà du premier mètre de sol),
- transferts vers les eaux de surface (influence des éléments du paysage, devenir dans les cours d'eau),
- problèmes de la variabilité naturelle et des changements d'échelle.

Il existe également de nombreux problèmes liés aux différents types d'incertitude et à leur propagation, ainsi qu'à la nécessité de disposer de nombreuses données pour paramétrer les modèles.

Les modèles déterministes actuels ne sont que peu adaptés à l'étude de l'influence des changements de pratiques sur la contamination des milieux. Quelques exceptions sont toutefois à signaler qui concernent la réduction des doses d'application, l'utilisation de nouveaux produits, les stratégies de substitution, la mise en place de cultures d'OGM, les stratégies de traitement alternatives, l'incorporation de matières organiques, la gestion des inter cultures, la gestion des résidus de récoltes).

Bien que de nombreux progrès aient été effectués depuis les premières utilisations de modèles de transfert des pesticides dans le milieu des années 1980, il reste de nombreuses possibilités d'amélioration des outils qui ont été proposés jusqu'alors. Les besoins en recherche concernent principalement :

- l'intégration dans des modèles fédérateurs des différents compartiments environnementaux concernés par les transferts de pesticides
- la prise en compte de la dimension géographique et de l'échelle bassin versant
- la simulation de l'entraînement des pesticides par ruissellement et érosion
- le devenir des produits et de leurs métabolites dans les cours d'eau et l'importance des interactions nappes-rivières
- la simulation des transferts au-delà de la zone racinaire
- la mise au point de modèles permettant d'appréhender l'émission et le devenir des pesticides dans l'atmosphère
- la mise au point d'outils à vocation appliquée (permettant notamment la gestion et l'optimisation des pratiques de protection phytosanitaire vis-à-vis de la qualité des eaux et des milieux)
- l'évaluation de modèles à l'aide de critères de qualité reflétant l'utilisation qui sera faite des résultats des modèles.

Les priorités dans ce contexte sont fonction de l'utilisation que l'on souhaite faire des modèles développés.

3.4.3.2. Modélisation des effets écologiques

Modèles existants

Les modèles écologiques sont généralement utilisés pour répondre à quatre types de questions (Jørgensen *et al.*, 2000) :

- quel est le risque éco(toxico)logique présenté par de nouvelles substances et/ou de nouveaux usages?
- quels sont les impacts écologiques et les risques associés aux usages des substances déjà utilisées ?
- quelle est la meilleure stratégie pour réduire le risque, notamment dans le cas de sites pollués ?
- jusqu'à quel niveau de décontamination faut-il aller pour réduire le risque à un niveau acceptable ?

L'interfaçage de modèles de devenir (voir § 3.4.1.1.) avec des modèles décrivant la dynamique des populations et des communautés permet de construire de nouveaux modèles plus ou moins complexes

qui peuvent permettre de réaliser des simulations des effets écologiques des contaminants de l'environnement, et notamment des pesticides.

Certains modèles ont été développés plus particulièrement pour l'analyse des mécanismes conduisant à l'apparition d'effet toxique au niveau individuel ou pour l'analyse des résultats de bioessais de laboratoire. C'est par exemple le cas du modèle DEBtox (*Dynamic Energy Budget - toxicity application* ; voir par exemple Kooijman & Bedaux, 1996). Compte tenu du fait que ces modèles ne sont pas *a priori* destinés à des applications concernant le milieu naturel, leur présentation ne sera pas approfondie ici.

Pastorok *et al.* (2002) ont effectué une analyse critique des modèles utilisables pour l'évaluation du risque éco(toxico)logique. Le choix du modèle à utiliser dépend clairement de la question posée, des objectifs de l'étude, du niveau de détail souhaité, de la disponibilité des données permettant d'alimenter le modèle, des propriétés de la substance étudiée, etc.

Ces modèles concernent une seule (Fig. 3.4-11) ou plusieurs espèces (Fig. 3.4-12).

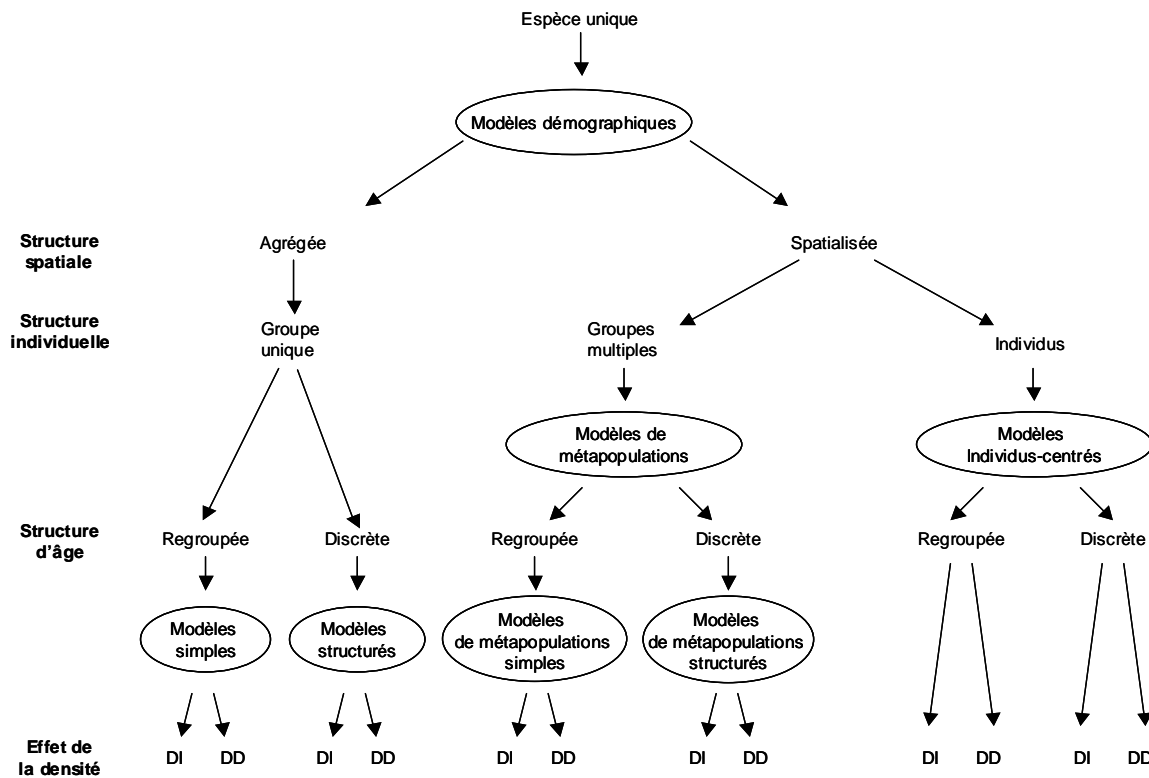


Figure 3.4-11. Classification des modèles mono-spécifiques (DD : Densité Dépendance, DI : Densité Indépendance ; d'après Pastorok, 2002).

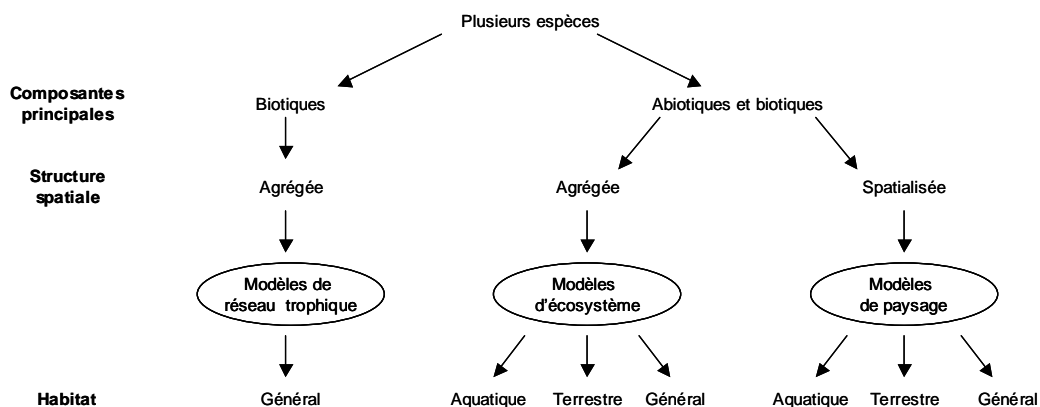


Figure 3.4-12. Classification des modèles plurispécifiques (d'après Pastorok, 2002).

Il y a de nombreux modèles mono-spécifiques qui peuvent être utilisés pour l'étude des effets écotoxicologiques (revue *in* Regan, 2002). Certains d'entre eux ont déjà été utilisés dans le domaine de l'évaluation du risque écotoxicologique : CompMech (Jaworska *et al.*, 1997), EcoBeaker (Meir, 1997) et *Daphnia* (Gurney *et al.*, 1990 ; McCauley *et al.*, 1990). Toutefois il s'agissait essentiellement d'applications en vue d'illustrer les performances de ces outils, et non d'utilisations opérationnelles. De même, certains outils de modélisation des métapopulations (RAMAS Metapop/GIS et VORTEX ; Lacy, 1993 ; Kingston, 1995 ; Lindenmayer *et al.*, 1995) pourraient sans doute être facilement adaptés aux besoins de l'évaluation du risque écotoxicologique (Akçakaya & Regan, 2002).

Parmi les nombreux modèles plusispécifiques existant, Carroll (2002) recommande d'utiliser RAMAS Ecosystem (Spencer & Ferson, 1997a, 1997b) comme outil de simulation des effets des substances toxiques sur les réseaux trophiques.

Selon Bartell (2002), AQUATOX (Park *et al.*, 1995 ; Park, 1988 ; US EPA, 2000a, 2000b, 2000c), CASM (*Comprehensive Aquatic System Model* ; Bartell *et al.*, 1992, 1999 ; De Angelis *et al.*, 1989) et IFEM (*Integrated Fate and Effects Model* ; Bartell *et al.*, 1988, 1992) sont les trois modèles à retenir pour l'évaluation des risques écotoxicologiques en milieu aquatique. En ce qui concerne les milieux terrestres, de nombreux modèles ont été développés en écologie mais selon Mackay & Pastorok (2002a) aucun ne peut être appliqué directement pour l'évaluation des effets ou du risque écotoxicologique. Compte tenu de l'hétérogénéité spatiale des écosystèmes terrestres, le choix devrait de toute façon s'orienter vers des modèles spatialisés.

Au niveau des paysages, les modèles existant n'ont pas été développés spécifiquement pour des approches écotoxicologiques (Mackay & Pastorok, 2002b). Certains modèles d'écosystèmes aquatiques comme AQUATOX ou CASM pourraient toutefois être utilisés pour la modélisation de continuums fluviaux (Mackay & Pastorok, 2002b). Le couplage de systèmes d'information géographique avec des modèles de paysage devrait permettre à terme le développement d'outils performants.

Bilan et perspectives

Les modèles de populations, d'écosystèmes ou de paysages sont en règle générale des modèles mécanistes qui permettent de prédire différentes variables d'état écologiques (abondance ou biomasse des organismes, taux d'accroissement des populations, etc.) grâce à des relations mathématiques. Dans de nombreux cas, les variables d'état estimées par ces modèles sont potentiellement pertinentes pour l'évaluation du risque écotoxicologique.

A l'heure actuelle, l'évaluation du risque écologique est fréquemment limitée par l'absence de prise en compte de critères d'effets aux niveaux élevés d'organisation biologique (populations, écosystèmes, paysages). L'approche classique, qui consiste à comparer les concentrations prédites dans l'environnement (PEC) avec les concentrations prédites sans effet (PNEC), prend en compte divers critères qui sont le plus souvent mesurés au niveau individuel (survie, croissance, reproduction, etc.). L'extrapolation en termes de risques pour les écosystèmes fait intervenir des facteurs de sécurité dans le calcul de la PNEC. Dans certains cas, cela peut conduire à une surestimation ou au contraire à une sous-estimation des risques (Forbes & Calow, 1999).

Forbes & Calow (1999) ont montré que dans certains cas, le taux de croissance des populations est plus sensible que les critères d'effet mesurés au niveau individuel. Le taux d'accroissement des populations serait une meilleure mesure de la réponse aux toxiques que les effets individuels car il intègre les différentes interactions, souvent complexes, qui existent entre les traits d'histoire de vie des organismes et l'environnement, et il fournit une mesure plus pertinente de l'impact des contaminants. Les modèles de populations et de métapopulations sont ceux qui présentent le meilleur compromis entre la pertinence écologique et la faisabilité (Fig. 3.4-13 ; Pastorok & Ginzburg, 2002).

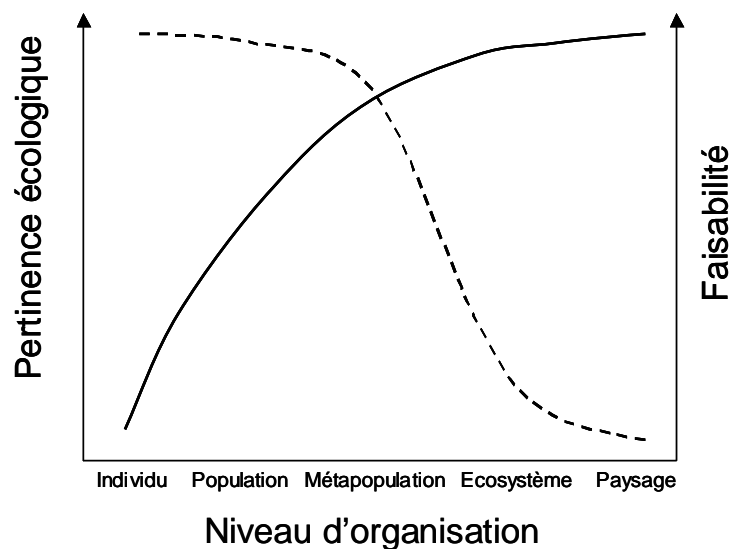


Figure 3.4-13. Pertinence écologique et faisabilité des modèles écologiques en fonction du niveau d'organisation considéré (d'après Pastorok & Ginzburg, 2002).

S'il existe une forme de consensus sur l'intérêt des modèles de populations pour l'évaluation du risque écologique, il n'en est pas de même pour les modèles d'écosystèmes. Ceux-ci s'avèrent en effet coûteux à développer et fréquemment trop spécifiques, tout en souffrant de nombreux défauts (Koelmans *et al.*, 2001) :

- Absence d'une base théorique générale commune,
- Difficulté à coupler les représentations des différents niveaux trophiques, dont le fonctionnement fait appel à des processus qui opèrent selon des échelles spatiales et temporelles différentes,
- Risque important d'obtenir un bon ajustement du modèle bien que son paramétrage soit faux.

L'un des reproches fréquemment adressés aux modèles d'écosystèmes concerne la façon dont est analysée et gérée l'incertitude associée aux sorties des modèles. L'utilisation de l'analyse de Monte Carlo, des approches bayésiennes et d'autres méthodes de prise en compte et d'analyse de l'incertitude est de plus en plus répandue. Ceci permet d'envisager d'associer une probabilité aux prévisions des modèles. Toutefois, les outils qui utilisent ces approches sont encore loin de pouvoir être utilisés en routine.

Il reste encore beaucoup de travail de recherche dans le domaine de la modélisation des effets des pesticides dans l'environnement. Le développement d'outils complexes peut permettre dans certains cas de simuler convenablement ces effets, mais uniquement pour le moment dans des situations très précises et souvent éloignées de la réalité du terrain. La paramétrisation des modèles numériques est souvent une tâche fastidieuse et délicate, qui nécessite des apports de connaissances très importants en provenance de la communauté des écologues, voire des physiologistes.

Quoi qu'il en soit, la modélisation des effets ne saurait remplacer les études de terrain, ces dernières étant en revanche indispensables pour la validation des modèles, aucun d'entre eux n'ayant été validé jusqu'à présent.

3.4.4. Indicateurs environnementaux

3.4.4.1. Concepts et définitions

Il existe de très nombreuses définitions du terme "indicateur" appliqué au domaine de l'environnement (pour une liste plus complète voir CORPEN, 2003) :

- Donnée que l'on sait quantifier de manière reproductible et rapide et qui facilite le jugement et l'interprétation sur une situation par rapport à un objectif et en relation avec une norme (d'après Kerr, 1990 in Devillers *et al.*, 2005).

- Paramètre ou valeur calculée à partir de paramètres, qui décrit l'état de l'environnement et son impact sur les êtres humains, les écosystèmes et les biens, les pressions sur l'environnement, les forces agissantes et les réponses qui pilotent le système. L'accession au statut d'indicateur implique un processus de sélection et/ou d'agrégation qui permet de l'utiliser ensuite pour l'action (EEA, 2005).
- Outil permettant d'exprimer une quantité importante de données ou des informations complexes sous une forme simple et explicite. Un indicateur environnemental est un facteur physique, chimique, biologique, social ou économique qui représente au mieux les systèmes environnementaux ou les écosystèmes (Environment Australia, 1999).
- Paramètre ou valeur calculée à partir de paramètres donnant des indications sur (ou décrivant) l'état d'un phénomène, de l'environnement ou d'une zone géographique et d'une portée supérieure aux informations directement liées à la valeur du paramètre (OECD, 2003).
- Donnée qui a été sélectionnée à partir d'un ensemble statistique plus important car elle possède une signification et une représentativité particulières. Les indicateurs condensent l'information, et simplifient l'approche de phénomènes environnementaux, souvent complexes, ce qui en fait des outils de communication précieux (Girard *et al.*, 2005).
- Grandeur mesurable ou caractéristique utilisée dans une modélisation fortement simplifiée d'une réalité complexe. Elle décrit les éléments importants de cette réalité, d'un point de vue qualitatif ou quantitatif, en vue d'un objectif spécifique (OCE, 2005).
- Valeur numérique qui contient ou résume un élément important de l'état de l'environnement, de la viabilité d'une ressource naturelle ou d'une activité humaine connexe. Il vise les changements environnementaux, les agressions qui les causent, et les réactions de l'écosystème et de ses composantes à ces changements (Parlement du Canada, 2005).
- Valeurs statistiques clés qui représentent ou résument un aspect significatif de l'état de l'environnement, de la durabilité des ressources naturelles et des activités humaines connexes. Les indicateurs environnementaux sont axés sur les tendances des changements environnementaux, sur les agressions ou les stress à l'origine de ces changements, sur la façon dont les écosystèmes et leurs composantes réagissent à ces changements et sur les réactions sociétales visant à prévenir, à réduire ou à atténuer ces agressions (SCIE, 2005).

L'élaboration d'un indicateur implique plusieurs étapes successives de structuration des informations disponibles, avec des choix nécessaires en matière d'objectifs, de méthode de travail et de critère de sélection (CORPEN, 2003 ; Fig. 3.4-14). Il existe plusieurs systèmes de classification des indicateurs. Au niveau européen, le référentiel retenu est celui développé par l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA) à partir du modèle PER (Pressions - État - Réponses) de l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE). Ce modèle, dénommé FPEIR (Forces motrices – Pressions – État – Impact – Réponses ; en anglais DPSIR : *Driving forces – Pressure – State – Impact - Responses*), vise à décrire les interactions entre la société et l'environnement à l'aide d'indicateurs et de données statistiques diverses. La figure 3.4-15 représente un exemple d'application de ce modèle à l'agriculture en France.

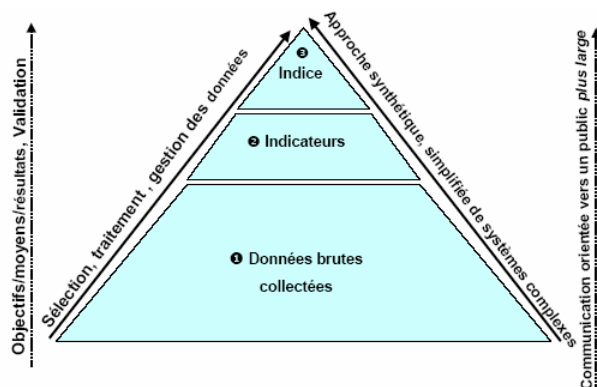


Figure 3.4-14. Intégration synthétique des données dans un système d'information (d'après CORPEN, 2003).

Les **données brutes**, stockées dans une base de données, donnent une information élémentaire, le plus souvent chiffrée mais parfois uniquement qualitative. L'**indicateur** donne une information liée à la caractérisation d'un phénomène. Il est élaboré en vue du pilotage, de l'évaluation et de la communication sur une action menée. Un indicateur peut résulter de la simple évolution des données combinées ou non entre elles mais il n'est vraiment pertinent que lorsqu'il est comparé à une (des) valeur(s) de référence. Un indicateur peut rarement rendre compte de tous les aspects d'un phénomène ou d'une action. Il est nécessaire de constituer un ensemble d'indicateurs pour décrire plus exactement la situation. L'**indice** offre une information et une communication sur un sujet ou une situation évolutive, voire une classification. Il donne, par agrégation de données ou d'indicateurs hétérogènes, une approche résumée et simplifiée de systèmes complexes et vise un large public. Il intègre différents intérêts ou points de vue pour informer de manière simple.

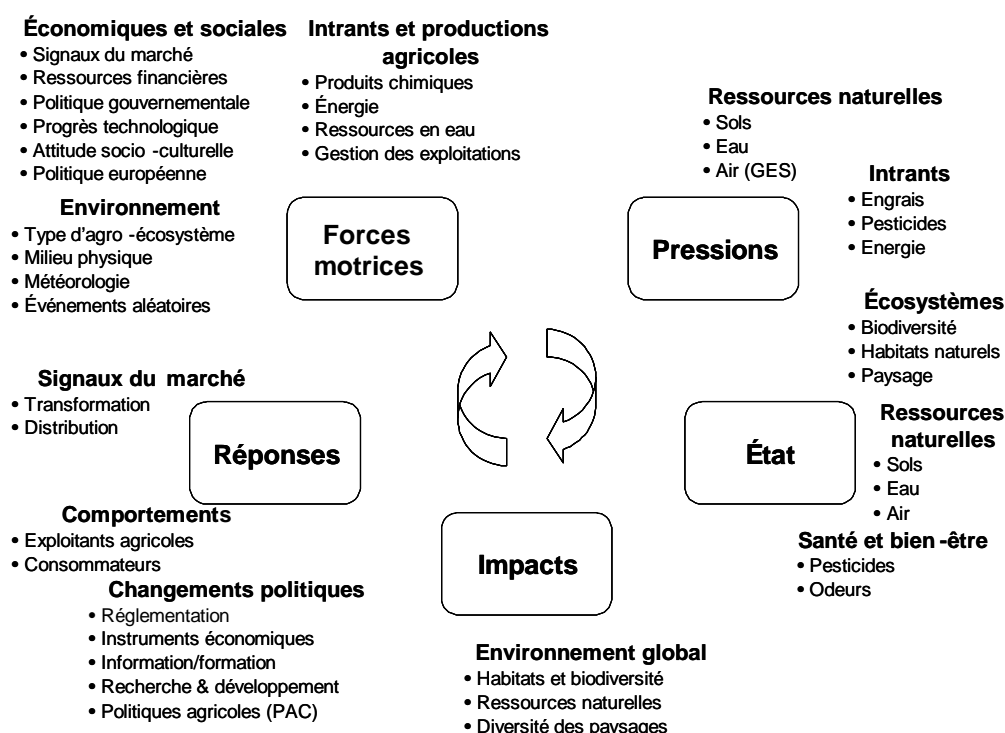


Figure 3.4-15. Représentation schématique du modèle FPEIR (Forces motrices – Pressions – État - Impact – Réponses) appliqué aux activités agricoles en France.

Les **Forces motrices (Driving forces)**, représentent les changements des activités humaines. Les indicateurs de **Pression** décrivent par exemple la pression polluante exercée par les activités agricoles. Les indicateurs d'**État** décrivent l'évolution des caractéristiques des milieux récepteurs en relation avec les transferts de substances étudiées et les délais de réponse des milieux. Les indicateurs d'**Impact** apportent des renseignements sur les perturbations induites par les modifications de l'état du milieu. Enfin, les indicateurs de **Réponse** permettent d'évaluer les efforts consentis et décrivent les moyens de lutte (humains, financiers, équipement), leur degré de mise en oeuvre, (état d'avancement) ainsi que leur efficacité en fonction de l'objectif visé et du calendrier d'application (mesures prises ; d'après CORPEN, 2003).

Dans sa version simplifiée Pression – Etat – Réponse, cette classification permet de recouvrir la diversité des questions à aborder et d'aller au delà des indicateurs de pratiques agricoles, notamment en ce qui concerne le problème de la pollution d'origine agricole (CORPEN, 2003 ; Fig. 3.4-16).

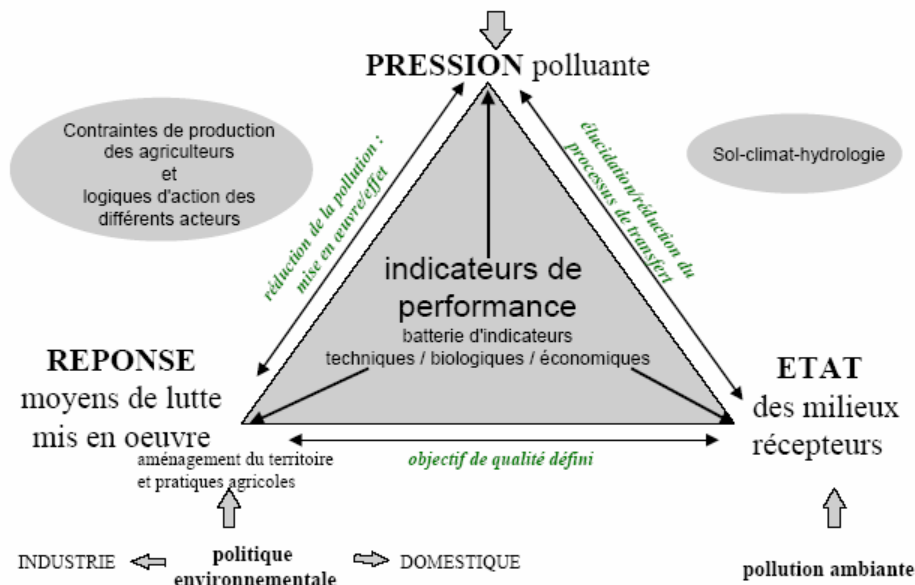


Figure 3.4-16. Représentation simplifiée de l'approche Pression - Etat - Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles (CORPEN, 2003).

3.4.4.2. Indicateurs environnementaux et pesticides

En dehors des procédures classiques d'évaluation du risque, basées sur des ensembles de tests de toxicité plus ou moins complexes, de nombreux indicateurs ont été proposés (et continuent régulièrement de l'être) afin d'évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. A l'origine, les objectifs poursuivis étaient essentiellement de fournir aux utilisateurs de pesticides des informations sur le coût et l'efficacité de la lutte chimique afin d'optimiser cette dernière (Levitan *et al.*, 1995 ; van der Werf, 1996 ; Levitan, 1997). Rapidement, ces outils ont éveillé l'intérêt des décideurs, qui sont fréquemment en quête d'outils destinés à accompagner les politiques publiques, ou d'autres instances (industries agro-alimentaire, grande distribution, etc.). Les objectifs assignés aux indicateurs sont très nombreux, parmi lesquels :

- L'identification de situations à risque,
- L'aide à la hiérarchisation des actions,
- L'évaluation des performances environnementales, dans le cadre de la mise en place de programmes de réduction des usages et des contaminations,
- La caractérisation d'une situation et de son évolution afin notamment de mesurer l'écart par rapport à des objectifs,
- L'appui aux décisions de réduction d'emploi ou d'interdiction,
- L'aide à la définition de programmes de substitution de substances,
- L'encadrement de la production (établissement de cahiers des charges par les filières de transformation et/ou de commercialisation),
- L'accompagnement de programmes d'amélioration des pratiques et de sensibilisation des agriculteurs,
- La communication vis-à-vis du monde professionnel ou du grand public.

Cette diversité d'objectifs est l'une des raisons de la multiplicité des outils proposés. Elle implique aussi qu'imaginer un indicateur unique "universel" n'aurait aucun sens.

A l'origine, c'est en général la quantité de substance active utilisée qui a été employée comme indicateur. Puis, à mesure que de nouvelles catégories de pesticides efficaces en plus faibles quantités apparaissaient, les doses d'emploi ont diminué. De ce fait, la masse de substances actives utilisées a perdu de son intérêt en tant qu'indicateur unique et des indicateurs intégrant plusieurs variables et notamment le danger présenté par les substances (évalué le plus souvent par des données de toxicité)

ont été développés (Levitan, 1997). Il existe plusieurs dizaines de ces indicateurs de risque dans la littérature. Devillers *et al.* (2005) ont très récemment réalisé une synthèse bibliographique sur les indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Il n'est donc pas question pour nous ici de réexaminer ces outils dans le détail mais plutôt de faire la synthèse des informations pertinentes sur 40 des indicateurs décrits dans cet ouvrage (3 des indicateurs présentés par Devillers *et al.*, 2005 n'ont pas été repris car il s'agit plutôt de méthodes que d'indicateurs : diagrammes de Hasse et SIRIS).

Les indicateurs du CORPEN sont d'une autre nature que ceux qui ont été analysés en détail dans l'ouvrage de Devillers *et al.* (2005), car ils sont destinés au suivi des actions correctives : leur cas est abordé dans la section 3.4.5.

Dans leur majorité, ces indicateurs évaluent le risque par le calcul du rapport entre l'exposition et la toxicité. L'exposition est parfois prédite par des modèles de devenir (PELMO par exemple) mais le plus souvent elle se fait de façon très sommaire, à partir des propriétés physico-chimiques des substances (K_{oc} , solubilité dans l'eau), sans que des variables décrivant l'environnement soient prises en compte.

L'agrégation des variables se fait par des méthodes diverses (mécanistes, notation, hybride, systèmes experts, analyse multicritère). La caractérisation du risque est parfois réalisée par comparaison avec des seuils de référence mais ceci n'est pas systématique, de nombreux indicateurs fournissant une valeur brute, sans règle d'interprétation (près de 80% des indicateurs analysés par Devillers *et al.*, 2005).

Il ressort clairement de cette synthèse qu'il n'y a pas d'indicateur universel et que le choix de ces outils doit être guidé par la prise en compte des objectifs recherchés et de l'échelle d'intérêt.

Dans ce qui suit, nous avons synthétisé les informations disponibles sur les compartiments concernés par ces indicateurs, le type de question auxquels ils peuvent apporter des éléments de réponse et leur échelle d'application.

Compartiments de l'environnement concernés

Les indicateurs de risque concernent 6 compartiments de l'environnement définis comme suit (Tableau 3.4-23) : eaux de surface, eaux souterraines, air, sols, homme (applicateurs et/ou populations), biodiversité (en dehors des espèces utilisées pour l'évaluation du risque pour les compartiments eaux de surface et sols).

La majorité des indicateurs comporte une évaluation du risque pour les eaux de surface (80%) et les eaux souterraines (62,5%). En revanche, les sols et l'air sont rarement pris en compte (37,5 et 20% des cas, respectivement). Un peu plus de 40% des indicateurs concernent la biodiversité mais cette prise en compte repose généralement sur peu d'espèces.

Questions abordées

Certains indicateurs peuvent être utilisés pour identifier les substances qui présentent le plus de risques pour l'environnement, pour évaluer l'impact des pesticides sur la qualité d'un compartiment de l'environnement, pour guider un choix de substitution de substances pour un usage déterminé, évaluer les conséquences de changements de pratiques ou de la mise en place d'une politique (de réduction de doses, de substitution, etc.), obtenir un label, etc. (Tableau 3.4-24).

Quasiment tous les indicateurs ont été conçus comme outil d'aide à la décision par rapport à un risque environnemental, et ils permettent le plus souvent d'effectuer un diagnostic de la situation (62,5% des indicateurs). Si un peu plus de la moitié d'entre eux (55%) permettent d'évaluer des pratiques agricoles, ils sont en revanche moins nombreux à permettre l'évaluation des résultats d'un programme d'action (32,5%).

Tableau 3.4-23. Compartiments de l'environnement concernés par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005).

Indicateurs	Eaux de surface	Eaux souterraines	Air	Sol	Homme	Biodiversité
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)						+ ¹
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)					+	
Anonyme (Hornsby)	+	+			+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)	+	+	+	+		
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)	+					
ADSCOR (Additive Scoring)	+					
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)	+		+		+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)	+	+			+	+
ECORR (Ecological Relative Risk)	+		+	+		+
EPP (Environment Exposure to Pesticides)		+	+	+		
EIL (Economic Injury Level)	+	+			+	+
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+	+			+	+
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+	+	+	+		
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+		
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)	+	+		+	+	+
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)		+			+	
GHI (Groundwater Hazard Index)		+			+	
GUS (Groundwater Ubiquity Score)		+				
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+	+			
NRI (Norwegian Risk Indicator)	+	+		+	+	+
PAF (Potentially Affected Fraction)	+			+		+
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)	+	+		+	+	+
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+	+	+		
PESTDECIDE	+	+			+	+
PEI (Pesticide Environmental Index)	+	+			+	
PI (Pesticides Index)						+
PLANETOR	+	+			+	
PMR (Pest Management Rating)	+				+	+
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk)	+	+		+	+	+
Rating Systems	+		+	+		+
Responsible Choice	+	+		+	+	+
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+					
RMI (Risk Management Indicator)	+	+		+	+	+
SCS/ARS/CES	+	+				
SRI (Swedish Risk Indicator)	+	+			+	+
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+			+		
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)	+	+				
SYSCOR (Synergy Scoring)	+					
WHO Indicator					+	

¹ Abeilles

Tableau 3.4-24. Questions abordées par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005 ; Comm. :communication).

Indicateurs	Diagnostic	Aide décision	Comm.	Evaluation politique	Evaluation pratiques	Evaluation programme action	Risque environnemental	Risque sanitaire
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)	+	+					+	
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)		+		+	+	+	+	
Anonyme (Hornsby)		+		+			+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)		+					+	
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)	+	+						
ADSCOR (Additive Scoring)	+	+			+	+	+	
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)	+	+					+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)	+	+			+		+	+
ECORR (Ecological Relative Risk)	+	+			+		+	
EEP (Environment Exposure to Pesticides)	+	+			+			
EIL (Economic Injury Level)		+		+			+	
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+	+			+		+	
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+	+			+		+	
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+	+		+	
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)		+				+	+	
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)	+	+		+			+	
GHI (Groundwater Hazard Index)	+	+		+			+	
GUS (Groundwater Ubiquity Score)	+	+					+	
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+			+		+	
NRI (Norwegian Risk Indicator)	+					+	+	
PAF (Potentially Affected Fraction)	+						+	
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)		+		+	+		+	
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+			+		+	
PESTDECIDE		+			+	+	+	
PEI (Pesticide Environmental Index)		+		+			+	
PI (Pesticides Index)	+	+		+	+	+	+	
PLANETOR		+			+		+	
PMR (Pest Management Rating)		+					+	
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk Rating Systems)	+	+		+	+		+	
Responsible Choice		±			±		±	
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+	+			+	+	+	
RMI (Risk Management Indicator)	+	+					+	
SCS/ARS/CES		+					+	
SRI (Swedish Risk Indicator)	+		+			+	+	
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+	+			+	+	+	
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)		+			+		+	
SYSCOR (Synergy Scoring)	+	+			+	+	+	
WHO Indicator		+				+		+

Échelles d'application

La majorité des indicateurs peut être utilisée au niveau de la parcelle ou de l'exploitation (Tableau 3.4-25). L'échelle régionale est abordée moins fréquemment. Le cas des bassins versants est particulier car les auteurs de la synthèse ont défini les échelles d'application des indicateurs en fonction des informations figurant dans les publications originelles décrivant ces outils. Or, l'échelle du bassin versant est rarement mentionnée dans ces publications car les indicateurs ont été mis au point soit à destination des agriculteurs (dans ce cas les échelles d'intérêt sont la parcelle ou l'exploitation), soit pour accompagner des politiques nationales (dans ce cas les échelles d'intérêt sont plutôt la région et le pays). Il est probable que certains des indicateurs définis au niveau de l'exploitation ou de la région pourraient être aisément adaptés au cas des bassins versants. Actuellement, seul SYPEP et le GUS sont conçus pour cette échelle (Devilleurs *et al.*, 2005).

Tableau 3.4-25. Échelles abordées par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005).

Indicateurs	Parcelle	Exploitation	Bassin versant	Région	Pays
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)	+	+		+	+
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)		+		+	+
Anonyme (Hornsby)	+	+		+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)				+	
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)					+
ADSCOR (Additive Scoring)	+			+	+
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)				+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)		+			
ECORR (Ecological Relative Risk)		+			
EEP (Environment Exposure to Pesticides)		+			
EIL (Economic Injury Level)	+	+			
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+				
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+				
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+	+
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)				+	+
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)				+	
GHI (Groundwater Hazard Index)	+	+		+	+
GUS (Groundwater Ubiquity Score)	+	+	+	+	+
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+			
NRI (Norwegian Risk Indicator)					+
PAF (Potentially Affected Fraction)				+	+
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)	+	+			
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+			
PESTDECIDE	+				
PEI (Pesticide Environmental Index)	+	+			
PI (Pesticides Index)	+			+	
PLANETOR	+	+			
PMR (Pest Management Rating)	+	+		+	
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk)	+	+			
Rating Systems	+	+		+	+
<u>Responsible Choice</u>	±	±			
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+	+		+	+
RMI (Risk Management Indicator)		+			+
SCS/ARS/CES	+				
SRI (Swedish Risk Indicator)					+
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+	+		+	+
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)			+		
SYSCOR (Synergy Scoring)			+	+	
WHO Indicator					

3.4.4.3. Bilan

Différents indicateurs de flux et d'impact, couplant caractéristiques des pesticides et conditions de milieu (développés notamment dans le cadre d'une action concertée européenne), ont été développés en Europe pour prédire les contaminations dans les différents compartiments de l'environnement et leurs impacts sur différentes cibles. Certains indicateurs ont l'intérêt d'agrèger les usages de multiples produits, sur un territoire donné et pour un compartiment de l'environnement ou une cible donnée, donnant une vision complémentaire à celle fournie par une liste des substances et des quantités appliquées. En usage de routine, il semble raisonnable de restreindre les indicateurs à des démarches de hiérarchisation des situations, plutôt que chercher absolument à établir des prédictions de flux ou d'impact. Toutefois il n'y a pas à l'heure actuelle de données objectives qui permettent de savoir si cette hiérarchisation est effectuée de manière correcte. Même lorsque l'objectif est de classer des substances les unes par rapport aux autres, il n'y a pas de consensus sur l'indicateur ou la méthode à mettre en œuvre.

Bien qu'ils soient parfois utilisés dans le cadre de publications scientifiques (Bues *et al.*, 2004) les indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides sont depuis de nombreuses années l'objet de controverses qui concernent :

- les variables d'entrée. Certains indicateurs par exemple ne prennent en compte l'environnement que de façon succincte (voire pas du tout). Les facteurs du milieu sont pris en compte très différemment d'un indicateur à l'autre, mais ces facteurs n'ont en définitive qu'un poids très modéré dans le calcul de la plupart des indicateurs.
- les méthodes d'agrégation. Les démarches retenues conduisent parfois à amalgamer des informations de natures très différentes ou à définir des classes, avec le risque d'un effet de seuil parfois très important. C'est plus le mode d'agrégation des facteurs et des impacts qui est l'objet de la controverse, que l'identification des facteurs clés. Les indicateurs estiment bien les impacts sur un compartiment ou une cible, mais les agrègent très différemment : les scores globaux sont très différents selon les matières actives ; les scores sur un compartiment donné de l'environnement sont assez proches pour une matière active donnée.
- l'utilisation de données de toxicité. Celles-ci concernent le plus souvent uniquement des effets aigus, et sont obtenues sur un jeu réduit d'espèces.
- la non prise en compte de la problématique des risques associés aux mélanges. L'hypothèse sous-jacente à tous les outils actuellement proposés est celle d'une additivité des effets des constituants des mélanges, ce qui correspond vraisemblablement au cas le plus fréquent, mais il ne peut être exclu que certains mélanges présentent un effet qui dépasse celui de la simple additivité (synergie entre produits).
- la trop grande spécificité de certains indicateurs (scénarios pédologiques très restrictifs, non prise en compte de certaines voies de transferts comme le drainage par exemple).
- l'absence dans près de 80% des cas de niveaux de référence et de règles de décision.
- le recours à des bases empiriques ou à des dires d'expert pour la construction des indicateurs. Ceci pose des problèmes de subjectivité liés aux acquis des développeurs (par exemple, un sable sera considéré comme plus vulnérable qu'un sol argileux ou inversement, selon que les écoulements préférentiels seront pris en compte ou pas).
- l'absence très fréquente de tests de sensibilité sur les variables d'entrée, qu'elles soient liées au produit, au milieu ou à l'usage.

En dehors des différents points qui viennent d'être énumérés, la principale critique qui est adressée aux indicateurs est l'absence totale de validation de leurs prédictions par des données de terrain. Les démarches de validation ne sont pas faciles à mettre en œuvre, de nombreux facteurs non mesurés ayant un poids très fort et les dynamiques temporelles n'étant pas prises en compte (dynamique du climat et conséquences sur les paramètres de l'environnement par exemple). La validation demanderait un suivi sur de nombreuses années ou de très nombreux sites de mesures. A l'heure actuelle, c'est essentiellement l'usage d'un indicateur qui sert de critère de validation ("validation d'usage") ce qui n'est pas un critère objectif, l'usage pouvant être imposé par une simple décision administrative, basée sur des considérations strictement politiques, sans aucune validation de type

scientifique. Des intercomparaisons d'indicateurs ont parfois été réalisées (programme européen CAPER par exemple ; Reus *et al.*, 2002). La conclusion en est qu'on observe fréquemment une discordance entre les sorties des différents outils mais sans que l'origine en soit clairement identifiée. Une telle intercomparaison est intéressante, mais elle ne constitue en aucun cas une validation de ces outils. Il y a donc un besoin important de validation des indicateurs, notamment au travers de la comparaison de leurs prévisions avec des observations effectuées *in situ*.

3.4.5. Le diagnostic et les indicateurs du CORPEN

3.4.5.1. Objectifs

La démarche de diagnostic élaborée par le CORPEN (1999) a été conçue pour identifier les causes principale du transfert de pesticides vers les eaux de surface et souterraines : l'objectif est de proposer des solutions correctives adaptées aux conditions particulières du milieu étudié, à mettre en place dans le cadre d'un plan d'action. Ce diagnostic est proposé à trois échelles différentes : les parcelles de l'exploitation, le bassin versant et la région (administrative ou autre).

Les indicateurs, élaborés dans la continuité de cette démarche, sont destinés au suivi des plans d'action. Il constituent une batterie assez importante d'indicateurs descriptifs, parmi lesquels le diagnostic permet de choisir ceux qui seront adaptés à la nature des actions entreprises. Il permet également de préciser "l'état zéro" de ces indicateurs, avant le démarrage du plan.

Ainsi, dans le cadre de cette démarche, le diagnostic et l'élaboration des indicateurs représentent deux étapes complémentaires, mais bien distinctes. Ces derniers relèvent, de ce fait, d'une conception assez différente de celle de nombreux indicateurs environnementaux destinés à exprimer le diagnostic d'une manière synthétique (Cf. Devillers *et al.* 2005).

3.4.5.2. Le diagnostic

La démarche de base a été élaborée au départ à l'échelle des parcelles de l'exploitation (CORPEN 1999)¹⁰ pour identifier celles qui doivent être considérées comme « à risque » - sous-entendu, présentant un risque de transfert suffisant pour contribuer significativement à la contamination de la ressource, superficielle ou souterraine. Au delà de bonnes pratiques environnementales d'intérêt général qui concernent l'exploitation dans son ensemble, des actions spécifiques devront être entreprises au niveau des « parcelles à risques » ainsi définies.

La démarche a été étendue ensuite aux échelles supérieures en adaptant la nature et la précision des informations, en particulier en introduisant la connaissance de la qualité des eaux et la notion d'enjeux pour la ressource.

Dans son principe, cette démarche s'appuie sur plusieurs constats :

- les caractéristiques du milieu où sont appliqués les pesticides, et les conditions dans lesquelles ils le sont, déterminent très fortement leur transfert vers les eaux : le diagnostic doit donc les prendre en compte soigneusement.
- dans cet ensemble, le mode de circulation de l'eau dans le profil du sol et au-delà (vers les eaux de surface et souterraines) joue un rôle central : son examen constitue le point de départ de l'analyse.
- si les mécanismes du transfert sont bien connus, en revanche leur quantification reste difficile, en dehors de sites expérimentaux fortement instrumentés. Les modèles numériques actuellement disponibles restent encore difficilement utilisables pour ce type d'usage. En conséquence, la démarche restera qualitative et descriptive, en s'appuyant sur l'observation pour soutenir le raisonnement.

Ce dernier choix correspond aussi à la volonté de proposer aux différents acteurs, en particulier aux agriculteurs et à leurs conseillers, un support pour les aider à s'approprier la pratique de la

¹⁰ Cette démarche de diagnostic a été élaborée dans le cadre du raisonnement de la maîtrise des adventices. Elle s'applique également aux autres traitements phytosanitaires.

contamination des eaux par les pesticides. Dans le même sens, la variabilité des situations rencontrée en France est trop grande pour être prise en compte exhaustivement dans un document du CORPEN, de portée nationale. En conséquence, il ne s'agit pas d'une méthode fixée, mais d'une démarche à adapter aux conditions locales

Démarche suivie

Le point de départ du diagnostic est l'examen des voies de circulation de l'eau : ruissellement (hortonien ou par saturation), écoulement latéral sub-superficiel ou infiltration verticale. Il est posé que le mode de circulation dominant conditionne l'importance et la durée du contact entre l'eau chargée en pesticides et la matrice du sol et donc leur rétention et leur dégradation.

L'examen du profil de sol permet l'identification de ce mode dominant au travers des paramètres suivants :

- sensibilité à la battance,
- hydromorphie,
- présence éventuelle d'un réseau de drainage,
- présence éventuelle d'une rupture de perméabilité.

Un "arbre de décision" permet de prendre en compte ces paramètres successivement pour aboutir à un schéma de fonctionnement caractéristique (voir figures p. 26 à 28 de la brochure)

L'absence de ces contraintes conduit à privilégier l'infiltration verticale, qui se produit effectivement en fonction du bilan [pluie/évapotranspiration/réserve utile].

A ce niveau qualitatif et général, la pluviométrie est prise en compte en distinguant in fine les "pluies longues" (hiver - début printemps) et les "orages" (fin printemps - été).

En l'absence d'un horizon strictement imperméable (ou pratiquement), l'occurrence de ruissellement n'exclut pas celle de l'infiltration. Pour décider du type dominant qui caractérise la parcelle, il faut considérer, comme rappelé ci-dessus, que les voies de transfert ne sont pas équivalentes en terme de rétention des pesticides : le ruissellement est plus "chargé" que l'infiltration. On identifie ainsi la parcelle comme sensible au ruissellement, dès qu'il se manifeste d'une manière significative. Cela n'exclut pas de prendre également en compte l'infiltration si nécessaire (pas d'horizon imperméable très marqué et présence d'un aquifère).

Pour la même raison, une distinction est faite entre "infiltration rapide" et "infiltration lente", du fait de l'incidence forte de la vitesse de l'écoulement sur le devenir des pesticides. Il faut noter que cette notion de "vitesse" traduit, en fait, à la fois la durée et l'intimité du contact entre la matrice du sol et l'eau chargée en produits. A ce niveau, ce sont les critères de réserve utile, teneur en matière organique et pierrosité qui sont pris en considération.

Identification du risque pour les eaux de surface

Toute parcelle présentant une sensibilité significative de transfert latéral (par ruissellement ou hypodermique) et située en bordure de cours d'eau est considérée comme à risque (risque auquel s'ajoute celui lié à la dérive).

Il en est de même pour les parcelles bordant un fossé, le risque étant alors considéré comme limité à la période de fonctionnement de celui-ci. Cette situation est également celle des parcelles drainées.

Certains facteurs sont considérés comme aggravants. Ils sont permanents (en rapport avec le paysage) ou temporaires (en rapport avec la culture), à raisonner en relation avec le régime pluvieux et la date d'application.

Les facteurs permanents sont :

- l'absence de zone tampon en aval
- la présence de voies de concentration du ruissellement
- une convexité aval de la parcelle
- une forte pente.

Les facteurs temporaires sont :

- une dégradation de l'état de la surface
- une absence de couverture du sol
- un marquage du sol par des traces de roues
- un apport sur la parcelle amont (si elle génère du ruissellement dans la même période).

Identification du risque pour les eaux souterraines

Au niveau du sol, le risque est identifié par le bilan déjà cité (pluie/évapotranspiration/réserve utile) en relation avec l'époque d'application des produits.

Le devenir souterrain des produits relève d'une autre échelle d'approche et d'une compétence hydrogéologique, différente de la compétence agro-pédologique qui permet de traiter l'ensemble des autres aspects du diagnostic. Le diagnostic hydrogéologique n'est donc que rarement mis œuvre à l'échelle d'une exploitation ou même d'un petit bassin versant.

En cas de dominance des écoulements latéraux, la position relative des parcelles joue un rôle essentiel dans l'attribution du caractère de risque. En revanche, quand l'infiltration verticale domine, si le milieu (sol et sous-sol) est globalement à peu près homogène et la nappe étendue, un bassin versant entier pourra se retrouver classé d'une manière également homogène en "à risque".

3.4.5.3. Les indicateurs

Les indicateurs identifiés par le CORPEN pour aider au suivi des plans d'actions sont nombreux : une vingtaine à l'échelle de l'exploitation et une soixantaine à l'échelle du bassin versant (auxquels s'ajoutent des variantes).

Cette batterie, dont l'importance s'explique par la volonté d'être aussi exhaustif que possible, n'est pas destinée à être utilisée dans son ensemble sur un plan d'action particulier : elle constitue un catalogue permettant de sélectionner les indicateurs les plus pertinents, selon le diagnostic et les actions à mettre en œuvre, pour évaluer et présenter l'évolution des actions.

Ces indicateurs sont répartis selon six thèmes (cas du bassin versant), énumérés ci-dessous et illustrés par quelques exemples.

- la correction des pollutions diffuses (pratiques et aménagement). Exemple: la proportion d'exploitations ayant mis en œuvre des techniques alternatives, proportion de parcelles à risques corrigées par la mise en place de zones tampons.
- la correction des pollutions ponctuelles. Exemple: la proportion de sièges d'exploitation dotés d'une aire de rinçage sécurisée.
- la correction des pollutions d'origine non agricoles. Exemple: la proportion d'applicateurs formés.
- l'évolution de la qualité de l'eau. Exemple: l'évolution des concentrations et des flux.
- l'implication des acteurs. Exemple: le taux de participation des agriculteurs aux actions de formation.
- l'évaluation globale du plan. Exemple: la comparaison du coût du plan à celui du traitement d'élimination des pesticide dans l'eau potable.

3.4.5.4. Intérêt et faiblesse de cette démarche

La démarche est destinée à être adaptée par les acteurs locaux, aux différentes échelles : exploitation, bassin versant, région : elle a ainsi une double fonction : opérationnelle et pédagogique. Ceci est à la fois un avantage et un inconvénient.

En obligeant à comprendre les phénomènes en jeu et leur forte dépendance des conditions locales et en ne proposant pas de recettes toutes faites, elle contraint les acteurs à être critiques par rapport aux pratiques actuelles et à raisonner le mieux possible les améliorations à entreprendre. Elle peut, pour la même raison, s'adapter aisément à l'évolution des connaissances.

En contrepartie, elle est exigeante en matière de motivation et de formation. En particulier, elle nécessite, pour pouvoir s'étendre, la création de relais (des "formateurs de formateurs") capable

d'assimiler la démarche et de l'adapter à l'échelle d'un territoire (région, département...) pour la transmettre aux acteurs locaux.

Cette démarche devrait ainsi contribuer efficacement à améliorer les pratiques, à condition de disposer de moyens suffisants et de temps, ce qui en fait à la fois l'intérêt et la fragilité.

3.4.5.5. Idées essentielles

La démarche CORPEN est dédiée à l'identification des risques de transfert et à l'évaluation de solutions correctives à différentes échelles: l'exploitation, le bassin versant et la région.

Elle se décline en deux types d'outils complémentaires: le diagnostic et les indicateurs, correspondant chacun à une étape de la démarche: le diagnostic permet de définir les actions correctives à entreprendre ; les indicateurs servent à suivre l'efficacité de la réalisation de ces actions.

Le diagnostic s'appuie sur trois constats : la détermination forte du transfert des pesticides par les conditions du milieu, le rôle essentiel du mode de circulation de l'eau dans et hors de la parcelle dans ces transferts et la difficulté de quantifier ces phénomènes en routine, d'où le caractère essentiellement qualitatif des risques identifiés..

La démarche propose un arbre décision qui prend en compte des paramètres tels que la sensibilité du terrain à la battance, l'hydromorphie, la présence drainage, une rupture de perméabilité, etc.

Les parcelles à risques sont identifiées, où devront être mises en oeuvre des actions spécifiques avec un traitement distinct du risque de contamination des eaux superficielles et du risque de contamination des eaux souterraines.

De nombreux indicateurs descriptifs sont proposés, qui portent sur les actions de corrections des pollutions diffuses (pratiques et aménagements), et des pollutions ponctuelles, sur l'implication des acteurs, la qualité de l'eau et l'évaluation globale du plan d'action.

L'intérêt de la démarche est dans son aspect pratique, facilement évolutive, à la portée des utilisateurs, à son caractère pédagogique.

La mise en place de la démarche CORPEN reste cependant coûteuse en moyens humains et en temps.

3.5. Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts

3.5.1. Au niveau des techniques d'épandage

3.5.1.1. Caractéristiques et formulation des matières actives

Le rôle de la formulation sur le transfert des substances actives a été peu et surtout anciennement étudié. On peut citer en particulier Wauchope (1978) qui, dans une synthèse sur les transferts vers les eaux de surface, aborde le sujet en précisant que les poudres mouillables (WP) sont particulièrement susceptibles d'être entraînées par le ruissellement. Flury (1996), dans un exercice équivalent portant cette fois sur les transferts par infiltration, n'arrive pas à des conclusions très nettes, les expérimentations étant peu nombreuses et fournissant des résultats contradictoires.

L'European Food Safety Authority (EFSA) a très récemment publié une expertise à propos de la prise en compte du cas des applications sans pulvérisation (*non spray application* - granulés et semences traitées) dans les modèles FOCUS destinés à l'évaluation réglementaire du risque environnemental phytosanitaire (EFSA, 2004). L'expertise cite la seule expérimentation récemment rapportée et repérée (Wauchope *et al.* 2004) qui montre que l'incorporation de granulés ne diminue pas le transfert par ruissellement.

Pour ce qui concerne spécifiquement les semences traitées, C. Guyot (Bayer CropScience, communication personnelle) indique une influence probable du mode de traitement des semences sur la formation de poussières contaminées au moment du semis, mais sans références expérimentales publiées : la formation de poussières est *a priori* plus importante pour les semences faisant l'objet d'un simple traitement, souvent réalisé à la ferme par l'agriculteur lui-même, que pour celles traitées dans des installations industrielles mettant en œuvre des procédés plus élaborés comme l'enrobage (à l'aide d'un adhésif) ou le pelliculage qui, outre le fait de déposer une ou plusieurs substances actives sur la semence, modifie sa forme pour permettre sa localisation précise dans la raie de semis. En général, les semences de céréales subissent un simple traitement et l'émission de poussières lors du semis reste limitée en raison de la technologie des semoirs où les semences sont acheminées avec les poussières par gravité jusque dans la raie de semis où elles sont enfouies. L'émission est plus significative dans le cas de semoirs pneumatiques du type monograine qui localisent la semence avec précision dans la raie de semis. C'est le cas du maïs et du tournesol dont les semences sont traitées par enrobage ou pelliculage. La production de poussières, qui s'ajoute à celle consécutive au transport des sacs de l'usine jusqu'à la ferme, provient de l'abrasion dans le système pneumatique de distribution. La turbine qui alimente le système par aspiration contribue à disperser la poussière. Sur la base d'études très récentes non encore publiées, les taux d'émission maximum de substance active lors du semis sont de l'ordre de 10% de la dose par hectare pour un traitement simple et de 5 % pour un traitement avec adhésif (enrobage, pelliculage).

D'une manière théorique et en l'attente de résultats expérimentaux, on peut identifier au moins trois types de facteurs qui conditionnent un rôle éventuel de la formulation dans le transfert des substances actives :

- les caractéristiques de la formulation ; en particulier, la dimension des particules de substance active dans la formulation : par exemple, celles des poudres seront bien moins rapidement dispersées que les micro-cristaux des suspensions concentrées. Les formulations à libération lente n'auront un intérêt vis-à-vis du transfert que si elles éloignent la disponibilité du produit d'une période à risque.
- l'état d'humidité du sol au moment de l'application, le délai entre celle-ci et les premières pluies, et le rôle hydrique de ces dernières (simple humidification ou provoquant un mouvement d'eau) : il s'agit d'un ensemble très complexe d'interactions impliquant la climatologie (chronologie et importance des pluies) et les propriétés du sol (texture, matière organique, etc.).
- la rapidité du transfert : la formulation n'aurait probablement aucun effet en cas d'infiltration lente, davantage en présence d'infiltration rapide (transferts préférentiels) et surtout dans le cas du

ruissellement. En effet, d'une manière générale, on admet qu'à relativement court terme ce sont les propriétés de la formulation qui dominent (forme physique, toxicité). Inversement, à plus long terme, ce sont celles de la substance active qui prévalent, tout simplement parce que la dispersion dans un compartiment donné des différents constituants de la formulation est suffisante pour qu'ils se comportent de manière indépendante.

Par ailleurs, C. Guyot (communication personnelle) précise que la forme physique de certaines formulations a une influence indirecte sur la prévention des pollutions ponctuelles ou de leurs conséquences. Par exemple, certaines formes solides de formulations comme les granulés auto-dispersibles (WG) présentent un avantage de "coulabilité" qui favorise leur transfert du conteneur vers la cuve du pulvérisateur, comparativement à des poudres mouillables qui ne coulent pas et émettent des poussières lors des manipulations. Le vidage des conteneurs est aussi amélioré par rapport à des formulations du type suspension concentrée (SC) qui collent aux parois du conteneur et sont difficiles à rincer. De même, leur récupération en cas de déversements accidentels au sol est relativement aisée.

Bilan

Les références sont très peu nombreuses et surtout anciennes. Les poudres mouillables semblent plus sujettes au transfert par ruissellement que les autres formulations.

Il existe un regain d'intérêt actuel pour les applications sans pulvérisation (semences traitées et granulés).

L'incorporation au sol des granules n'a pas d'influence positive par rapport à leur application en surface (résultat de la seule référence expérimentale récente identifiée).

Les formulations à libération lente n'ont pas d'influence prévisible sur les transferts par infiltration lente ; elles en ont davantage sur l'infiltration préférentielle et surtout dans le cas d'un ruissellement se produisant peu de temps après l'application.

La taille des particules et les conditions hydriques du sol au moment de l'application et dans la période qui suit jouent très probablement un rôle.

Au total, l'influence de la formulation des substances actives apparaît peu documentée et les quelques références qui existent ne permettent pas de conclure clairement sur les possibilités pratiques offertes pour limiter les transferts. Cette question mériterait d'être approfondie.

3.5.1.2. Techniques et conditions d'application

Pulvérisation

Il est tout d'abord important de souligner qu'une diminution à la source des quantités épandues est certainement la stratégie la plus efficace pour limiter les impacts des pesticides sur l'environnement. Cela passe à la fois par un **meilleur ciblage des applications** (choix du meilleur procédé d'épandage, vérification du bon état de fonctionnement des appareils, adéquation des réglages avec le stade de développement de la culture) et par un **respect de conditions climatiques acceptables** (vent, humidité, épisodes pluvieux). Ainsi, sous réserve d'une adaptation des consignes de doses à épandre, notamment en fonction du développement foliaire des plantes, de substantielles réductions des quantités épandues seraient possibles assez facilement. Les amplitudes de ces économies sont toutefois très liées aux cultures et aux types d'opérations de protection : les gains potentiels seront très limités (quelques %) pour un désherbage alors qu'ils peuvent être très importants (plusieurs dizaines de %) pour des applications de fongicides ou d'herbicides sur cultures pérennes. Pour le désherbage, seules des **techniques innovantes comme le traitement localisé** pourraient permettre de réduire les quantités épandues, à condition d'être intégrées dans une stratégie globale d'action.

Toutefois, même si chacune de ces techniques peut être optimisée, vu le nombre et la variabilité des paramètres influents, les transferts vers l'environnement lors de l'épandage resteront toujours difficiles à maîtriser. **Il est nécessaire d'utiliser des modèles pour déterminer les meilleurs**

compromis. Il est attendu de ces modèles qu'ils permettent (i) de bien décrire la sensibilité des techniques d'épandage aux paramètres externes, (ii) de tester les différentes stratégies de traitement à l'échelle de la parcelle, mais aussi à l'échelle micro-régionale et régionale, et enfin (iii) d'envisager les dispositifs de surveillance adaptés à chaque situation. Le calage et la validation de ces modèles supposent la mise au point de méthodes de mesure de terrain et le développement de protocoles adaptés. **A un niveau moins détaillé, l'utilisation de dispositifs simplifiés d'enregistrement des épandages permettrait une première corrélation avec les données de contamination de l'eau, du sol ou de l'air.**

A l'échelle d'une buse de pulvérisation, à l'identique des importants progrès accomplis dans le domaine de l'injection moteur (automobile), l'optimisation de procédés des pulvérisations passe par le **développement de modèles de fragmentation pour optimiser les systèmes d'injection et les conditions d'injection.** A courte échéance, des travaux expérimentaux de comparaison des procédés d'injection en fonction des caractéristiques des bouillies réelles et de la variabilité des conditions ambiantes sont indispensables. Dans ce cadre, **l'intérêt d'une utilisation systématique de dispositifs de réduction de la dérive (buses ou adjuvants) ou d'assistance d'air doit être évalué au cas par cas, notamment en fonction des caractéristiques physiques des produits pulvérisés.**

Fumigants

Les techniques préconisées pour limiter la volatilisation des fumigants semblent très bien adaptées.

Application en serre

La limitation des transferts vers l'extérieur des serres passe par une diminution du taux de ventilation (développement technique) et de la volatilité des composés, par des progrès dans le choix du moment de l'ouverture de la serre, ou par la mise en place d'un dispositif de purification de l'air extrait.

Traitement de semences/granulés

Des développements sont en cours pour limiter l'émission de poussières de traitements de semences lors du semis (C. Guyot, communication personnelle).

Incorporations dans le sol

Plusieurs auteurs ont décrit l'effet de l'incorporation du produit au sol pour limiter la volatilisation et la photodégradation (Taylor & Spencer, 1990 ; Cessna *et al.*, 1995 ; Pattey *et al.*, 1995 ; Bedos *et al.*, 2004).

Bilan

D'importantes économies de produits sont possibles lors des épandages par pulvérisation, tout particulièrement en cultures pérennes. Ces économies passent par un réglage plus fréquent des appareils et un respect de conditions climatiques adaptées au traitement.

Ces économies sont souvent de l'ordre d'actions individuelles et par conséquent faciles et rapides à mettre en œuvre. Les évolutions technologiques des pulvérisateurs sont par contre plus complexes. Elles doivent se construire à partir d'une modélisation fine des mécanismes mis en jeu, tant au niveau des procédés que des stratégies d'accompagnement. Des améliorations sont aussi en cours d'étude au niveau des semoirs pour limiter l'éventuelle dispersion de poussières issues de semences traitées.

Dans tous les cas la mise en œuvre de systèmes d'enregistrement à différentes échelles est indispensable pour juger des progrès accomplis.

L'amélioration des autres techniques d'application (fumigation, incorporation, traitements sous serres) est moins patente. Le simple respect des mesures déjà existantes permettrait de réduire fortement les pertes dans l'environnement associées à ces pratiques.

3.5.1.3. Désherbage localisé

Désherbage post-levée localisé aux taches de mauvaises herbes

Les techniques de désherbage localisée peuvent permettre des réductions importantes des quantités de produit épandu allant jusqu'à 50%, voire davantage (Miller, 2003 ; Barroso, 2004). Ces données sont toutefois à nuancer en prenant en compte le processus global de protection des cultures pour juger des économies réelles (Timmermann, 2003). Ainsi pour certaines cultures les gains peuvent se réduire à 10% suivant les cultures et les mauvaises herbes concernées (Gerhards, 2003). C'est pourquoi des techniques d'optimisation technico-économiques ont été développées pour prendre en compte l'interaction entre les modes de culture et les techniques de lutte localisée (Young, 2003).

3.5.2. Choix de pratiques culturales et Système de Culture

La nature et la succession des pratiques culturales sur une parcelle ont une influence souvent significative sur le transfert des substances phytosanitaires. Les différences observées entre techniques sont importantes puisque sur des exemples précis les pertes peuvent varier d'un facteur 3 ou 10 suivant qu'elles sont exprimées en pourcentage de produits appliqués, ou en masse de produit par hectare (voir par exemple Louchart, 1999). On voit donc l'intérêt environnemental de rechercher pour une culture donnée les pratiques culturales et les itinéraires techniques qui permettent de limiter le plus la diffusion des substances hors du lieu d'application. De nombreuses études ont été et sont consacrées à cet objectif. Toutefois, il peut être difficile d'en tirer des conclusions généralisables du fait des deux difficultés majeures suivantes :

- La première difficulté tient au fait qu'un itinéraire technique influe souvent de manière simultanée sur plusieurs facteurs importants en matière de contamination des eaux. De manière schématique, on peut estimer que les principaux facteurs concernés sont les quantités de produits phytosanitaires épandus, la couverture du sol, la structure du sol et la matière organique du sol. Si l'influence de la quantité de produits épandus sur les risques de transfert est évidente, celle des autres facteurs est plus complexe.

- La seconde difficulté est liée à l'existence de plusieurs voies potentielles de contamination des eaux. La réduction des fuites par une voie de transport risque souvent de provoquer une augmentation des fuites par les autres voies de transport. Il est donc important d'évaluer les pratiques culturales vis-à-vis de l'ensemble des voies de transfert. Malheureusement, ce n'est que rarement le cas du fait des difficultés expérimentales associées à ce type d'évaluation.

La comparaison du labour conventionnel avec les techniques de simplification du travail du sol (STS : semis direct, non-labour... ; voir 3.5.2.2.) constituent une bonne illustration de l'importance de cette analyse complète.

3.5.2.1. Dates d'épandage en fonction de l'état du milieu

En application directe des connaissances sur les mécanismes de transfert, la date d'application doit être la plus éloignée possible des périodes de transfert hydrique, verticaux ou latéraux. Cette recommandation générale fait partie des préconisations du CORPEN en matière de désherbage.

Deux exemples peuvent être cités :

- Sur des parcelles drainées, dans l'ouest : le transfert de l'isoproturon et du prosulfocarbe appliqués avant le démarrage de la saison de drainage a été largement inférieur à celui observé lorsque l'application a eu lieu pendant celle-ci (site de la Jaillière suivi pendant 10 campagnes ; Réal, 2004). Le même constat a été fait par ailleurs (Jones *et al.* 2004). Ceci ne paraît toutefois valable que pour des molécules à durée de vie relativement courte : ainsi, sur le même site, l'atrazine appliquée au printemps (après la période de drainage) se retrouve significativement dans les premiers écoulements à l'automne.

Les mêmes constats ont été faits pour les eaux de ruissellement (par saturation) d'une parcelle non drainée adjacente.

Il est à noter qu'en Allemagne, certaines molécules sont interdites à l'utilisation en parcelle drainée du 1^{er} juin au 1^{er} mars (FOCUS, à paraître).

- Sur des sols à faible stabilité structurale : plus la date d'application est éloignée du dernier travail du sol, en relation avec la pluviométrie durant cette période, plus l'état structural du sol est dégradé (battance, compactage) et les risques de transferts par ruissellement importants. L'effet d'une application de post-levée comparativement à l'effet d'une application en prélevée dépend donc étroitement de la pluviométrie entre le dernier travail du sol et l'application.

En terme de pertes pendant l'application il est recommandé de respecter quelques mesures simples : un taux d'humidité élevé (pour diminuer le taux évaporation) et un vent faible mais non nul (pour limiter la dispersion des gouttes les plus fines). Cela peut se traduire par des mesures différentes suivant les dates de traitement. Ainsi en saison chaude il sera fortement conseillé de travailler tôt le matin, voire la nuit alors qu'en saison froide il sera surtout important de surveiller la force du vent.

En terme de pertes vers l'atmosphère en post-application, il est à l'heure actuelle prématuré de fournir des préconisations précises d'heures de traitement privilégiées qui soient applicables dans tous les contextes.

Bilan

C'est un aspect intéressant à prendre en compte dans le raisonnement du traitement et qui doit s'appuyer sur la connaissance des périodes à risque de transfert dans une situation donnée (rôle important du diagnostic).

La date d'application doit être la plus éloignée possible des périodes de pluie et de transfert hydrique, en application directe des connaissances sur les mécanismes de transfert. Cette recommandation fait notamment partie des préconisations du CORPEN en matière de désherbage.

Les principaux facteurs de contrôle des transferts sont :

- L'état hydrologique du bassin versant (par exemple en conditions hivernales : fortes teneurs en eau du sol, nappes proches de la surface...).
- L'état structural du sol (croûte de surface). Plus la date d'application est éloignée du dernier travail du sol, en relation avec la pluviométrie durant cette période, plus l'état structural du sol est dégradé (battance, compactage) et les risques de transferts par ruissellement importants. L'effet d'une application de post-levée comparativement à l'effet d'une application en prélevée dépend donc étroitement de la pluviométrie entre le dernier travail du sol et l'application.

3.5.2.2. Techniques d'entretien du sol en cultures annuelles

Travail du sol et techniques associées

Le travail du sol modifie fortement la structure du sol en créant une plus grande macroporosité de la couche de surface du sol. Cet effet est fortement variable en fonction des outils de travail du sol utilisés : socs, outils à dents, herses,... En première analyse, le travail du sol favorise l'infiltrabilité et l'aération du sol (Azevedo *et al.*, 1998 ; Petersen *et al.*, 2001 ; Vervoort *et al.*, 2001). Il modifie toutefois aussi les propriétés thermiques et biologiques de la couche travaillée. Il induit par ailleurs des modifications des couches sous-jacentes, par exemple par des compactages liés à la pression des roues et des outils lors du travail. Vis-à-vis du devenir des pesticides, il a des effets sur leurs voies d'écoulement puisqu'il modifie les propriétés d'infiltration du sol, mais aussi sur la rétention et la dégradation des molécules. Enfin, il faut souligner que ses effets sont évolutifs puisque la couche travaillée se "recompacte" progressivement suite aux contraintes climatiques ou au passage ultérieur d'engins dans la parcelle.

De nombreux auteurs ont comparé des itinéraires techniques avec labour et avec simplification du travail du sol (STS) pour la maîtrise du ruissellement, de l'érosion et de la diffusion de polluants, dont les pesticides. Dans le cas des grandes cultures, la comparaison a notamment été faite avec les itinéraires sans labour, soit en semis direct, soit avec un travail superficiel du sol, et avec couverture du sol. Les résultats obtenus montrent qu'en moyenne les techniques STS produisent moins de flux de pesticides exportés par ruissellement, mais avec une variabilité très importante en fonction des itinéraires techniques et des milieux (Barriuso *et al.*, 1994 ; Fawcett *et al.*, 1994 ; Tebrügge & Düring, 1999). Les effets majeurs des STS en grandes cultures par rapport à un travail du sol traditionnel sont les suivants :

- Un enrichissement de l'horizon de surface en matière organique est souvent observé. L'augmentation de la matière organique provoque une augmentation de la rétention des pesticides, ainsi que l'augmentation de l'activité biologique et des phénomènes de biodégradation (Locke, 1992 ; Reddy *et al.* 1997 ; Düring *et al.*, 2002) .

- La couverture végétale (ou le mulch), lorsqu'elle est effectivement présente, intercepte une fraction importante (entre 40 et 70 %) de la quantité de pesticide appliquée (Banks & Robinson, 1982 ; Ghadiri *et al.*, 1984 ; Sadeghi & Isensee, 1997). Le pourcentage d'interception est fonction du degré de couverture de la surface du sol par les résidus végétaux et de la formulation du pesticide appliqué (Johnson *et al.*, 1989).

- Une première conséquence de l'interception des pesticides par les résidus de récolte à la surface du sol est la perte d'efficacité des pesticides de traitement des sols (Brown *et al.*, 1985 ; Crutchfield *et al.*, 1985 ; Mills *et al.*, 1989). Cela peut obliger à augmenter les doses de ce type de pesticides et/ou à changer de pesticides en favorisant les produits de post-levée à action foliaire.

- Les pesticides interceptés seront entraînés (lessivés) vers le sol en fonction du régime des précipitations, avec une arrivée au sol différée dans le temps par rapport à l'application (Ghadiri *et al.*, 1984).

- Le déclenchement du ruissellement est généralement retardé par la présence d'un mulch ; les flux de ruissellement sont généralement diminués par une structure du sol favorable à l'infiltration. Ceci entraîne une réduction de la vitesse de ruissellement et, en général, une réduction des quantités de pesticides entraînées par ruissellement et érosion (Walter *et al.*, 1979 ; Kenimer *et al.*, 1987 ; Hall *et al.*, 1984 ; Sauer & Daniel, 1987). Ces modifications sont liées à l'amélioration de la structure du sol et à l'absence de compactage profond provoqué par le travail du sol. Quelques études indiquent à l'inverse une augmentation du ruissellement avec la STS, dans certaines conditions hydrologiques et agronomiques telle qu'une STS récente, des conditions hivernales conduisant à un état hydrique et structural du sol défavorable à l'infiltration (Dos Rei Castro, 1996 ; Gaynor *et al.*, 1995 ; Truman *et al.*, 2003 ; Heddadj *et al.*, 2004). En définitive, le transport de pesticides en surface est en général diminué, mais leur percolation est augmentée : ceci a des conséquences variables suivant les conditions géo-pédologiques locales et la nature et la vulnérabilité de la ressource à préserver. Le transfert par ruissellement étant généralement plus important que celui des écoulements souterrains, en l'absence d'une nappe vulnérable, il peut donc être préférable de favoriser l'infiltration par rapport au ruissellement. Dans certaines conditions hydrologiques et pédologiques (nappe proche de la surface du sol, faible stabilité structurale du sol, non travail du sol, recouvrement du sol faible...), la STS peut conduire à une augmentation du ruissellement et implique donc des précautions quant à l'usage des pesticides.

- La STS tend à améliorer l'infiltration de l'eau dans les sols légers, ce qui, lié à l'utilisation des quantités plus importantes d'herbicides, augmente les risques de pollution par lixiviation (Wauchope *et al.*, 1985). Néanmoins, on trouve dans la littérature des résultats contradictoires avec soit une augmentation de la lixiviation des pesticides (Isensee *et al.*, 1988 ; Masse *et al.*, 1998 ; Elliott *et al.*, 2000 ; Malone *et al.*, 2003), soit pas d'effets (Shirmohammadi *et al.*, 1987 ; Hall *et al.*, 1989 ; Masse *et al.*, 1996 ; Watts et Hall, 1996 ; Weed *et al.*, 1998 ; Sadeghi & Isensee, 1997 ; Fomsgaard *et al.*, 2003). Cette variabilité des résultats est le reflet de la grande dépendance des phénomènes de lixiviation et des conditions pédo-climatiques locales.

- La volatilisation et la photodécomposition des pesticides est supérieure en STS, conséquence directe de l'interception des pesticides par le mulch (Spencer & Claith, 1974 ; Takahashi *et al.*, 1985 ; Glotfelty, 1987). Par exemple, pour une substance volatile comme le chlorpyrifos, les pertes sont de 50% en STS contre 10% sur labour (Whang *et al.*, 1993). La différence existe également pour des

molécules moins volatiles, mais à un degré moindre : là aussi il s'agit d'un déplacement des voies de transfert. Avant l'occurrence d'une pluie, la volatilisation est plus intense depuis le sol non labouré, puis la tendance est inversée après la pluie qui a lessivé les herbicides depuis les résidus de plantes (Wienhold & Gish, 1994).

- En absence de labour, on assiste à des modifications des conditions locales (teneur en eau et température) dans les premiers centimètres. Les conditions plus humides sont liées à l'augmentation de la capacité de rétention d'eau due à l'augmentation de la teneur en matière organique et à la diminution de l'évaporation due à la présence du mulch (Blevins *et al.*, 1971 ; Bragagnolo & Mielniczuk, 1990 ; Morote *et al.*, 1990). Par ailleurs, les résidus végétaux à la surface du sol interceptent les ondes lumineuses provoquant une diminution de la température des horizons de surface (de 2 à 10°C) avec un amortissement de l'amplitude des fluctuations de températures extrêmes (Lal, 1974 ; Thomas, 1985 ; Glotfelty, 1987 ; Unger, 1987 ; Glotfelty & Schomburg, 1989 ; Bragagnolo & Mielniczuk, 1990 ; Grant *et al.*, 1990). Ces modifications des conditions climatiques ont une influence sur la dynamique de l'activité microbienne des sols. Ces évolutions sont globalement favorables à la dégradation des pesticides, mais les conséquences sont peu documentées, (Locke *et al.*, 1996 ; Mazzoncini *et al.*, 1998). Néanmoins, l'augmentation de l'adsorption, due à une augmentation de la teneur en matière organique des sols, peut provoquer une diminution de la disponibilité des pesticides avec une augmentation de leur persistance (Zablotowicz *et al.*, 2000).

- En absence de chaulage, la STS tend à acidifier les horizons de surface, à cause de l'accumulation de matière organique et d'éléments fertilisants, spécialement azotés (Triplett & van Doren, 1969 ; Moschler *et al.*, 1975 ; Griffith *et al.*, 1977 ; Blevins *et al.*, 1982 ; Dalal *et al.*, 1991). En général, l'adsorption des pesticides augmente lorsque le pH du sol diminue. D'autre part, la stabilité chimique de certains pesticides (par exemple les sulfonyle-urées) est diminuée par cette acidification locale (Chapman & Cole, 1982).

On observe, autour de ces tendances propres aux STS, une grande variabilité des effets, voire parfois des effets inverses. C'est le cas notamment sur la diminution du ruissellement car :

- les effets sur le sol sont très progressifs (quelques années),
- les effets dépendent des techniques culturales (outil, profondeur et surface travaillées, opération de décompactage), des sols (constituants, activité biologique...) et des conditions climatiques.

Il faut citer enfin des techniques limitant ou retardant le ruissellement, comme le binage, le décompactage ou encore les effaceurs de traces de roues et l'usage de pneus à basse pression. Ces techniques n'induisent pas une augmentation de l'usage des pesticides, voire elles permettent de le réduire. Leur effet sur la limitation du ruissellement, et donc du transfert des pesticides, est temporaire et variable, en fonction de la pluviométrie et de la stabilité structurale du sol.

Désherbage partiel de cultures de maïs

La limitation de l'application de désherbants aux seuls rangs de culture, par association d'un binage dans l'inter-rang, diminue la contamination des eaux par ruissellement (Heddadj *et al.*, 2001) et par infiltration (Heydel, 1998 ; Heydel *et al.*, 1999). Cette technique culturale est facilement applicable pour la culture du maïs (Heddadj *et al.*, 1997 ; Heydel, 1998).

L'usage des produits est réduit du fait de la limitation des surfaces où il y a effectivement application de désherbants, tout en conservant sur ces surfaces la dose d'application. Cette réduction d'usage est donc forte dans l'exemple du maïs, de 2/3 des quantités appliquées habituellement. De plus, le binage favorise l'infiltration et diminue donc le ruissellement.

Cette diminution de l'usage des herbicides et l'augmentation de l'infiltration dans l'inter-rang conduisent à : i) une très forte diminution des concentrations et des flux en pesticides dans les eaux de ruissellement, de l'ordre de 1 à 10, lors des premières pluies, du fait d'une forte infiltration du ruissellement du rang vers l'inter-rang ; ii) une diminution des concentrations dans le ruissellement lors des pluies suivantes et dans la nappe, de l'ordre de 1 à 3, par mélange des eaux issues des surfaces traitées et non traitées.

L'efficacité de ces techniques est donc importante, mais elle varie selon les conditions pédologiques et hydrologiques.

Bilan

La STS a les conséquences suivantes :

- Interception d'une partie du pesticide appliqué. Les pourcentages interceptés sont variables en fonction du recouvrement végétal du sol et du type de formulation. Des niveaux de 50 à 60% d'interception sont assez courants.
- La quantité de pesticides interceptée va diminuer avec le temps par lessivage par la pluie.
- L'arrivée au sol peut être décalée par rapport à la date de l'application, en fonction de la dynamique des précipitations.
- Les pesticides interceptés vont être soumis à des phénomènes de dégradation par photolyse.
- Les pesticides interceptés seront plus facilement volatilisés. Cette volatilisation peut présenter des cinétiques très rapides.
- Si les résidus de récolte à la surface permettent de lutter contre l'érosion (cas du semis direct). Il y a une réduction des pertes des pesticides les plus adsorbées, mais peu d'effet sur les autres pesticides, s'il n'y a pas une réduction du volume de ruissellement. Le ruissellement dépend avant tout de la structure des sols et des conditions hydrologiques et dans une moindre mesure du degré de couverture et de l'arrangement spatial des résidus.
- Modification du devenir des pesticides interceptés par les résidus par rapport au devenir quand ils sont appliqués directement sur le sol : l'adsorption (et l'absorption) des pesticides par les tissus végétaux (résidus de récolte - mulch) diminue leur dégradation (diminution de la minéralisation) avec une préservation des pesticides sous des formes disponibles (fractions extractibles).
- S'il y a accumulation de pesticides non dégradés dans les tissus végétaux, il y a augmentation des quantités de pesticides dans le sol après décomposition des résidus.
- L'enfouissement des résidus entraîne une modification des circulations par création d'hétérogénéités dans le profil (voies préférentielles), et l'apparition de "hot spots" d'activité biologique dont le rôle dans la dégradation des pesticides est mal connu.

Les techniques culturales, associant désherbage mécanique et chimique, limitent efficacement la contamination des eaux de ruissellement, du fait d'une augmentation de l'infiltrabilité du sol dans les inter-rangs de culture et d'une diminution des quantités appliquées.

3.5.2.3. Techniques d'entretien du sol en cultures pérennes

Au contraire du cas des cultures annuelles, l'influence des techniques d'entretien du sol en cultures pérennes sur les flux de pesticides a fait l'objet de peu de travaux scientifiques (Troiano & Garretson, 1998 ; Liu & O'Connel, 2003). Ces derniers ont en fait surtout porté sur l'analyse des flux de ruissellement et d'érosion (Messer, 1980 ; Tropeano, 1983 ; Kosmas *et al.*, 1997). Il faut par contre signaler l'existence de nombreuses expérimentations réalisées régionalement. Leurs résultats sont néanmoins peu diffusés et ont été obtenus dans des conditions très variables, souvent peu comparables. Il est donc difficile d'en extraire des tendances générales. Au total, il est toutefois possible, sur la base des connaissances générales sur les phénomènes de ruissellement, d'indiquer quelques éléments d'appréciation sur les techniques d'entretien du sol permettant de limiter les transferts en cultures pérennes.

La plupart des cultures pérennes n'assurent qu'une couverture végétale partielle du sol. Le sol de ces cultures est donc souvent nu, ce qui favorise les processus de développement de croûtes de surface sous l'action des pluies. De surcroît ces cultures ne produisent que peu de résidus de récolte susceptibles de compenser la couverture déficiente du sol. Elles constituent donc un système de culture particulièrement favorable à l'existence de flux de ruissellement forts, potentiellement exportateur de pesticides épandus sur les parcelles. Ceci a été renforcé dans un passé récent par le fait que le désherbage chimique intégral, favorisant l'imperméabilisation de surface des sols, s'est

fortement développé, notamment en vignoble, en raison de son coût limité et de son économie en temps de travail. Deux techniques d'entretien du sol alternatives peuvent certainement améliorer cette situation, l'enherbement et/ou le labour.

La solution souvent évoquée et progressivement expérimentée est l'enherbement de tout ou partie des parcelles des cultures pérennes de type viticole ou arboricole :

- L'enherbement présente plusieurs avantages potentiels. Il couvre le sol et le protège ainsi des effets agressifs des pluies. Il améliore la teneur en matière organique et produit une colonisation racinaire des couches de surface du sol, avec pour conséquences une meilleure stabilité de la structure du sol, une diminution de sa sensibilité à la battance et la préservation d'une bonne infiltrabilité. Ces effets de l'enherbement sont reconnus pour limiter le ruissellement et l'érosion, et donc très certainement le transfert des polluants. Toutefois, la limitation du ruissellement n'est pas nécessairement aussi nette qu'on pourrait l'espérer du fait des phénomènes de chenalisation qui se produisent dans les couverts herbeux.

- Une difficulté potentielle de l'enherbement est toutefois la gestion de sa concurrence avec la culture pérenne, qui est à raisonner en fonction des contraintes climatiques locales. Dans tous les cas il impose un travail significatif à l'agriculteur afin de gérer l'enherbement (coupes, semis si engazonnement, destruction).

- Le bilan environnemental de l'enherbement n'est en fait pas nécessairement positif. En effet, en cas de concurrence avérée avec la culture, par exemple à l'approche de déficits hydriques estivaux, la destruction de l'enherbement devient nécessaire. L'utilisation d'herbicides de post-levée à des doses pouvant être plus importantes qu'un désherbage chimique intégral de prélevée peut alors s'avérer nécessaire. Dans ce cas, l'effet bénéfique de l'enherbement ne subsiste que si l'amélioration de l'infiltrabilité du sol a été suffisante par rapport au cas de sols soumis au désherbage chimique intégral.

Une autre solution, ancienne, est le travail du sol. Son efficacité sur la limitation du ruissellement et le transport de pesticides par comparaison du non-travail avec un désherbage chimique intégral a été démontrée à plusieurs reprises (Lennartz *et al.*, 1997, Troiano & Garretson, 1998 ; Liu & O'Connell, 2003 ; Voltz *et al.*, 2003). Elle est liée à l'augmentation de l'infiltrabilité de la couche de surface du sol. Il s'agit là d'un constat différent de celui fait sur cultures annuelles, pour lesquelles les techniques sans labour sont souvent recommandées. Cela s'explique par le fait que dans le cas des cultures pérennes l'absence de travail du sol n'est pas accompagnée par le maintien d'un volume significatif de résidus de culture, protecteurs du sol. Toutefois, l'effet bénéfique du travail du sol n'est que temporaire puisque la macroporosité créée se referme progressivement sous l'action de l'énergie cinétique de la pluie. Il est donc important d'évaluer les itinéraires culturaux à l'échelle de la saison de culture.

En conclusion, il semble que les itinéraires techniques incluant de l'enherbement ou un travail du sol permettent de limiter la contamination des eaux par ruissellement dans les cultures pérennes. Cette limitation n'est toutefois pas toujours garantie pour les raisons évoquées ci-dessus ; de surcroît, il n'est actuellement pas possible de hiérarchiser les techniques de l'enherbement et du travail du sol. Il y a un manque cruel d'expériences comparatives conduites *in-situ* sur des saisons de culture afin de pouvoir procéder à de vrais bilans environnementaux des différents itinéraires techniques.

3.5.2.4. Amendements organiques

Les apports d'amendements organiques améliorent la structure et la teneur en matière organique du sol. Ils jouent un rôle positif sur l'infiltration, la dégradation et la rétention des pesticides dans les sols.

Dans le cas des fumigants, Yates *et al.* (2002) indiquent que les amendements organiques limitent la volatilisation en favorisant la dégradation (ils notent aussi un effet d'un apport de fertilisants réactifs). Il est probable que cet effet peut être extrapolé à d'autres pesticides que les fumigants.

3.5.2.5. Gestion des intercultures

Semis de l'interculture sous couvert (exemple du maïs)

L'implantation précoce de l'interculture permet une couverture du sol plus rapide après la récolte, qui limite le ruissellement. L'intensité de cet effet dépend des conditions climatiques.

Action des couverts d'interculture

Les couverts d'interculture limitent le ruissellement du fait d'une préservation de la structure du sol et d'un réseau racinaire dense (établissement de voies de circulation préférentielles). Cet effet peut être important, mais il dépend des conditions hydrologiques et pédologiques. Les pesticides à faible durée de vie sont peu concernés par cet effet, puisqu'au moment de l'interculture leurs résidus dans la parcelle sont peu importants.

Destruction des couverts d'interculture (idem résidus de récolte)

La destruction des couverts d'interculture conduit à l'utilisation d'herbicides de post-levée à large spectre et à action foliaire. En fonction de l'état du couvert au moment du traitement, il peut se produire une absorption foliaire et une métabolisation partielle dans la plante.

Ce type de pratique peut conduire à une utilisation plus importante de certains herbicides (glyphosate par exemple), ce qui peut accroître les risques associés.

Dans des conditions pédologiques et hydrologiques défavorables (sol à faible stabilité structurale et nappe superficielle), des transferts par ruissellement peuvent se produire. Dans d'autres conditions, l'infiltration par voie préférentielle est favorisée (macroporosité).

3.5.2.6. Stratégies de substitution

Un des moyens de réduire les risques liés aux traitements phytopharmaceutiques consiste à substituer, au produit qui pose problème, un autre produit autorisé pour le même usage mais présentant un profil plus favorable. Ceci est décrit sous le terme "substitution" ou "principe de substitution".

Qu'il réponde à des nécessités d'ordre sanitaire ou environnemental, le principe de substitution suppose que l'on soit en mesure de décider qu'un produit est préférable à un autre pour des raisons clairement identifiées :

- l'usage du produit initialement envisagé présente un ou des risques inacceptables alors que pour ce même usage on dispose d'un autre produit dont l'utilisation ne présente pas de risques inacceptables,
- l'usage du produit initialement envisagé présente un ou des risques ne pouvant être gérés, alors que pour ce même usage on dispose d'un autre produit dont l'utilisation présente des risques pouvant être gérés.

Dans les deux cas, le principe de substitution requiert une évaluation préalable des risques posés par chaque produit. Il s'agit donc d'une évaluation comparative, laquelle n'est pas cadrée par la directive 91/414/CEE en ce sens que le texte ne propose pas de critères selon lesquels il conviendrait de procéder à l'évaluation comparative. Néanmoins, la prise en compte du principe de substitution fait l'objet des points devant être abordés dans la révision en cours de la directive 91/414/CEE.

Dans ce contexte, la question de savoir à quel niveau (réglementaire ou post-réglementaire) cette substitution peut être envisagée et quelles en sont les implications est pertinente. L'examen du contexte d'évaluation et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques sur le plan national et européen fait apparaître trois possibilités :

- l'intégration du principe de substitution dans le processus de ré-examen des substances au niveau communautaire (intégration dans le processus réglementaire),
- l'intégration du principe de substitution dans le processus d'examen des préparations lors des demandes d'autorisation de mise sur le marché (intégration dans le processus réglementaire),
- l'intégration du principe de substitution dans la pratique agricole (intégration post-réglementaire).

Chacun de ces scénarios présente des avantages et des inconvénients dont une première ébauche est proposée ci-dessous.

Intégration du principe de substitution dans le processus de ré-examen des substances au niveau communautaire

Le processus de ré-examen communautaire des produits phytopharmaceutiques concerne les substances actives et leurs préparations dites "représentatives", en ce sens qu'elles représentent les principaux usages des substances actives dans les États membres. Il permet de réunir sur toutes les substances actives les informations essentielles à leur évaluation. Aussi, si le principe d'une évaluation comparative des risques n'est pas prévu par la directive 91/414/CEE, les informations qu'elle requiert sur les substances actives dans le contexte de leur évaluation individuelle se prêtent, dans la mesure où elles sont obtenues *via* des protocoles expérimentaux standardisés, à une évaluation comparative. Il est possible d'effectuer des comparaisons, pour deux substances actives répondant au même usage (cible × culture) :

- de la dose de substance efficace,
 - de leurs propriétés physico-chimiques,
 - des valeurs prises par des descripteurs de leur comportement dans l'environnement (demi-vie dans le sol, dans l'eau, etc.),
- des valeurs de toxicité pour chaque groupe d'organismes (DL50 pour les oiseaux, etc.).

Afin d'asseoir la substitution sur une connaissance aussi exhaustive que possible des propriétés des substances, il conviendrait de comparer l'ensemble des paramètres physicochimiques, toxicologiques, environnementaux et écotoxicologiques pour deux substances actives répondant aux mêmes besoins agronomiques. Les possibilités de comparaison se limitent néanmoins aux résultats des études qui constituent le corps des dossiers (voir 3.3.4.1), l'exercice devenant plus délicat dès lors que l'on dispose d'études d'écotoxicité dédiées (essais d'écotoxicité réalisés en reproduisant des conditions d'exposition réalistes, chaînes trophiques expérimentales, essais en écosystèmes artificiels, essais de terrain), qui ont été requises pour des évaluations de risque affinées et conduisant à des jeux de données différents d'une substance à l'autre.

L'intégration en amont du principe de substitution présenterait l'avantage d'homogénéiser son application au niveau européen et faciliterait les échanges de produits entre États membres, respectant la clause de reconnaissance mutuelle qui veut qu'un produit autorisé dans un État membre puisse bénéficier de son évaluation préalable dans cet état pour pouvoir être utilisé dans les autres États membres.

L'inconvénient de l'application du principe de substitution lors de l'examen des substances actives est qu'elle se situerait très en amont de l'évaluation des risques des substances pour chaque usage. En effet, les substances actives sont évaluées au travers de leurs usages représentatifs, qui ne constituent pas une liste exhaustive des usages existants ou envisagés de ces substances dans chaque État membre. Ceci reviendrait à statuer suite à l'examen de quelques usages et non de l'ensemble des usages des substances. Or, la part de certains risques par rapport à d'autres dépend grandement de l'usage prévu (par exemple les usages en systèmes clos comme les serres permettent de limiter certains risques mais en présentent d'autres). De plus, il est rare que deux substances soient proposées pour des listes d'usages strictement identiques.

L'inférence à une prise en compte non exhaustive des usages est que l'exercice de comparaison ne pourrait être envisagé que sur les propriétés des substances et non sur une évaluation des risques, qui est pourtant le critère pertinent dès lors que l'on se place dans le contexte d'une substitution pour un usage donné.

Intégration du principe de substitution dans le processus d'examen des préparations lors des demandes d'autorisation de mise sur le marché

En plaçant la substitution à l'échelle de l'examen des demandes d'AMM des produits phytopharmaceutiques, l'évaluation comparative intégrerait, en plus des propriétés des substances

actives et des produits, les niveaux d'exposition que l'on peut attendre dans chaque compartiment de l'environnement, pour l'usage considéré. La substitution reposerait alors sur une évaluation des risques. La décision de substitution serait une décision par usage, et non par substance.

Il est à noter que cette hypothèse de travail suppose également d'effectuer un exercice d'évaluation comparative des risques pour tous les groupes d'organismes, puisqu'une substitution effectuée pour réduire un risque pour les organismes aquatiques ne signifie pas nécessairement une réduction des risques pour d'autres groupes d'organismes. Cette remarque vaut également pour les risques sanitaires, qui doivent absolument être pris en compte dans un exercice de substitution.

L'argument en faveur de cette approche est que la décision de substitution reposerait sur une évaluation des risques et non des dangers.

La principale limite de l'approche est qu'elle rend plus complexe la mise en place du principe de reconnaissance mutuelle prévu par la directive 91/414/CEE explicité plus haut. En effet, la décision entre l'un ou l'autre des produits pour un même usage reposerait sur des éléments relevant de la pratique agricole et de la gestion des risques, qui varient d'un État membre à l'autre et sont donc susceptibles de conduire à des décisions différentes au sein même de l'Union européenne. L'application du principe de reconnaissance mutuelle et de la libre circulation des produits dans ce contexte apparaît donc comme difficile.

De même, la mise en place d'un dispositif de substitution au niveau des AMM implique une communication constante entre les instances réglementaires et les distributeurs afin de tenir compte des évolutions du marché des produits. Ceci est nécessaire pour que les instances réglementaires puissent opérer avec une réactivité importante par rapport à l'évolution du marché pour garantir aux utilisateurs des moyens pour gérer efficacement les organismes nuisibles et les éventuelles résistances.

Intégration du principe de substitution dans la pratique agricole

En plaçant la substitution à un niveau post-réglementaire, on confère à cette mesure la flexibilité nécessaire aux utilisateurs pour gérer des problèmes d'organismes nuisibles ou de résistances. La décision de substitution incomberait à l'utilisateur ou éventuellement à des conseillers agricoles.

De ce fait, la substitution ne reposerait plus sur une évaluation comparative des risques à proprement parler, mais sur une démarche de comparaison réalisée par l'utilisateur sur la base des informations dédiées qui lui sont communiquées.

La faisabilité de cette hypothèse de travail repose sur la mise à disposition des utilisateurs de produits des informations nécessaires pour qu'ils soient en mesure de choisir, pour un même besoin agronomique, entre plusieurs produits. Le type d'information serait par exemple les recommandations particulières ou précautions à prendre afin de protéger les groupes d'organismes non visés (comme par exemple la zone non traitée associée à l'usage des produits pour protéger les organismes aquatiques, les plantes non visées ou encore les arthropodes non visés, etc.). La mention explicite de ce type de recommandation sur les étiquettes est en outre prévue par la réglementation (directive 2003/82/CEE). Un travail important de formation et de communication est cependant indispensable pour accompagner la mise en place de la substitution de produits par les utilisateurs.

La première limite de cette hypothèse de travail est liée à la difficulté de contrôler sa mise en application sur le terrain.

La seconde limite est liée à la grande variabilité des pratiques entre les États membres, variabilité qui s'étendrait également aux décisions prises par un utilisateur ayant à choisir entre différents produits pour un même usage.

Bilan

La substitution de produits phytopharmaceutiques ou principe de substitution, est évoquée comme un moyen de réduire des risques sanitaires ou des risques pour l'environnement, mais sa mise en application n'est pas cadrée sur le plan réglementaire.

L'examen du contexte d'évaluation et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques sur le plan national et européen fait apparaître trois possibilités :

- l'intégration du principe de substitution dans le processus de ré-examen des substances au niveau communautaire (intégration dans le processus réglementaire),
- l'intégration du principe de substitution dans le processus d'examen des préparations lors des demandes d'autorisation de mise sur le marché (intégration dans le processus réglementaire),
- l'intégration du principe de substitution dans la pratique agricole (intégration post-réglementaire).

L'intégration du principe de substitution dans le processus de ré-examen des substances consisterait à intégrer la substitution parmi les éléments de décision d'inscription ou de non inscription des substances à l'annexe I de la directive 91/414/CEE. La substitution reposerait sur la comparaison, pour deux substances destinées à un même usage, des propriétés des substances, et non des risques, ces derniers ne concernant qu'un nombre limité des usages examinés au niveau européen. L'argument en faveur de cette hypothèse de travail est la compatibilité avec le principe de reconnaissance mutuelle qui veut qu'un produit autorisé dans un État membre puisse bénéficier de son évaluation préalable dans cet état pour pouvoir être utilisé dans les autres États membres. L'inconvénient est qu'elle situerait la substitution très en amont de l'évaluation des risques des substances pour chaque usage. Ceci reviendrait à statuer suite à l'examen de quelques usages et non de l'ensemble des usages des substances.

L'intégration de la substitution à l'échelle de l'examen des demandes d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques revient à prendre la décision de substitution au niveau de l'usage et non au niveau du produit. Elle fait reposer la substitution sur une évaluation des risques. L'argument en faveur de cette hypothèse de travail est la prise en compte des risques et non des dangers, dans la décision de substitution. La première limite d'une telle approche est qu'elle rend plus difficile la mise en place du principe de reconnaissance mutuelle prévu par la directive 91/414/CEE et explicité plus haut. La seconde est qu'elle offre peu de flexibilité par rapport à l'évolution du marché pour garantir aux utilisateurs des moyens pour gérer efficacement les organismes nuisibles et les éventuelles résistances.

L'intégration de la substitution à l'échelle de la pratique agricole revient à laisser à l'utilisateur le soin de décider de procéder à une substitution de produit, en connaissance de cause. L'argument en faveur de cette hypothèse de travail est qu'elle confère à cette mesure la flexibilité nécessaire aux utilisateurs pour gérer des problèmes d'organismes nuisibles ou de résistances. Sa première limite est liée à la difficulté de contrôler sa mise en application sur le terrain. La seconde est liée à la grande variabilité des pratiques entre les États membres, variabilité qui s'étendrait également aux décisions prises par un utilisateur ayant à choisir entre différents produits pour un même usage.

3.5.3. Gestion des éléments du paysage

Le devenir des pesticides est influencé par les voies de leur transfert depuis l'application jusqu'au milieu récepteur. Le temps de transfert et les conditions de contact entre l'écoulement et les substrats susceptibles de fixer les pesticides jouent un rôle essentiel. Dans le cas d'un transfert de surface, par ruissellement ou écoulement à faible profondeur, certains éléments du paysage sont susceptibles d'atténuer le transfert. Ce sont ces différents éléments que nous examinons ici.

3.5.3.1. Bandes enherbées et boisées

Définition et contexte

Il s'agit de toute surface en herbe ou boisée, en position d'intercepter le ruissellement provenant d'un versant amont cultivé, installée volontairement dans un but environnemental ou non.

On les conçoit souvent comme étant exclusivement situées en bordure de cours d'eau. D'autres localisations sont également possibles : bord (ou coin) de parcelle, chenal enherbé de lutte contre l'érosion, prairie dans un fond de vallon, etc.

Les zones tampons enherbées (ZTE) en bordure de cours d'eau devraient prendre une extension très importante dans les années à venir. En effet, les règles françaises de conditionnalité de l'attribution des primes PAC incluent comme première BCAA (Bonne Condition Agro-Environnementale), la mise en place obligatoire de 3% de la surface en céréales, oléoprotagineux, lin, chanvre et gel sous forme de bandes enherbées de 5 à 10 m de large le long des cours d'eau qui sont bordées par des parcelles de l'exploitation. En cas d'insuffisance de linéaire, des zones tampons enherbées devraient être mise en place dans des endroits adaptés pour remplir la condition des 3%. Toutefois, sur ce dernier point, le dispositif réglementaire n'est pas stabilisé à ce jour. En théorie et en se basant sur les surfaces de 2003, ces 3% devraient représenter environ 400 000 ha : soit 200 000 à 400 000 km de linéaire, suivant la largeur et en comptant les deux rives !

Efficacité

Face à ce succès, la connaissance sur l'efficacité des zones tampons reste limitée pour ce qui concerne les pesticides. Elle concerne essentiellement les ZTE (les zones tampons boisées restent encore très peu étudiées). Des synthèses récentes (Lacas *et al.*, à paraître ; voir aussi Benoît *et al.*, à paraître) recensent moins de vingt références portant sur des expérimentations sur ce thème. Des synthèses à caractère pratique existent aussi (CORPEN 1997 ; USDA 2000 ; Gril *et al.*, 2004).

Les expérimentations analysées (pour une bonne part américaines, obtenues en simulation de pluie ou de ruissellement) fournissent une évaluation de l'efficacité des ZTE en comparant le flux de sortie au flux d'entrée sur une placette expérimentale : les chiffres varient de quelques % à 100% d'interception.

Toutefois, une série d'expérimentations françaises, réalisées sur 3 ans, sur 3 sites de l'Ouest et en conditions naturelles conduit à des résultats plus fins : l'efficacité est supérieure à 50% pour des bandes de 6 m, et à 80-90% dans le cas de bandes de 12 et 18 m, quelle que soit la molécule (une dizaine de substances, aux propriétés variées, ont été étudiées).

L'absence de différence de résultats entre les pesticides s'explique par la dominance nette de l'infiltration. La capacité d'adsorption ne différencie les molécules que par la part plus faible de l'adsorption dans les causes de cette efficacité. Pourtant, les propriétés d'adsorption et de dégradation du matériau de surface d'une ZTE sont bien supérieures à celles d'un sol cultivé (richesse en humus et résidus organiques ; Vidon, 2000 ; Madrigal, 2004) mais le transit de l'eau y est généralement plus rapide.

L'effet de la sédimentation n'a pas été identifié précisément : il est probablement lui aussi secondaire, ce phénomène agissant surtout sur les particules grossières.

Il faut signaler l'influence de la pluie interceptée directement par la ZTE qui dilue le ruissellement, agissant ainsi sur les concentrations (mais pas sur les quantités transférées).

Mécanismes mis en jeu

Les principaux mécanismes contribuant au rôle épuratoire des ZTE sont les suivants (Fig. 3.5-1.) :

- l'infiltration,
- la sédimentation et la filtration des particules,
- l'adsorption,
- la dilution par la pluie interceptée par la ZTE (qui agit sur les concentrations, pas sur les flux).

Le Tableau 3.5-1. rassemble les facteurs dominants identifiés par les auteurs d'expérimentations. Si on remarque que la durée entre la date d'application et l'épisode de ruissellement ne caractérise pas le fonctionnement de la ZTE elle-même, mais le transfert qu'elle intercepte, **il apparaît clairement que le principal mécanisme responsable de leur efficacité est l'infiltration.**

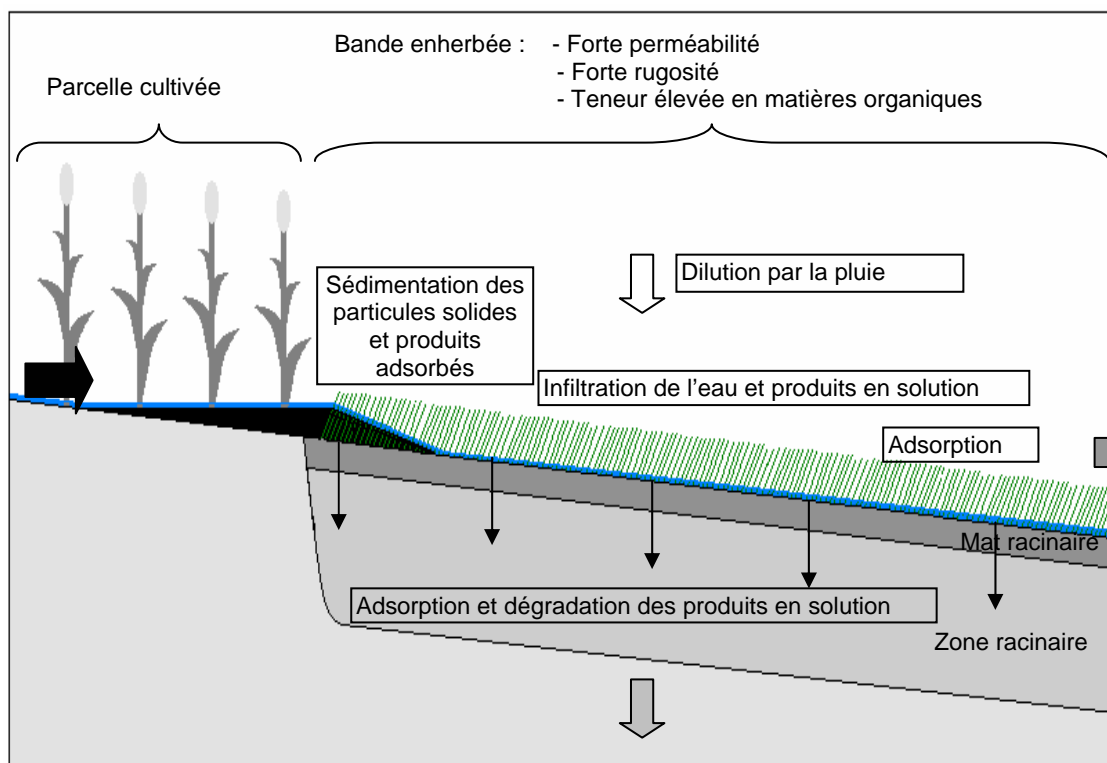


Figure 3.5-1. Représentation schématique des principaux mécanismes contribuant au rôle épuratoire des zones tampons enherbées (d'après Lacas *et al.*, 2005).

Tableau 3.5-1. Facteurs dominants dans l'efficacité des zones tampons enherbées (d'après FOCUS, à paraître).

Facteurs dominants	Références
Infiltration, délai entre applications, ruissellement	Arora (1996)
Infiltration, humidité du sol, dilution, formulation	Cole (1997)
Infiltration (en relation avec largeur bande et débit entrant), dilution	Kloeppel (1997)
Saison, délai entre applications, ruissellement	Lowrance (1997)
Infiltration, concentration dans le ruissellement	Misra (1996)
Délai entre applications, ruissellement	Rankins (1998)
Infiltration, délai entre applications, ruissellement	Patty (1997)
Age du couvert herbacé, Koc	Schmitt (1999)
Infiltration, Koc	Souiller (2002)

Des mesures infiltrométriques (Souiller *et al.*, 2002) ont confirmé la très grande perméabilité de l'horizon de surface des ZTE.

Cette influence dominante de l'infiltration masque le rôle secondaire, mais néanmoins réel, joué par les autres facteurs, en particulier l'adsorption : ceci explique que les expérimentations mettent rarement en évidence une relation entre le Koc des molécules et l'efficacité des ZTE, même lorsque de nombreux produits ont été testés (ITCF, 1998).

Il en va de même du rôle joué par la sédimentation des particules de sol : les ZTE piègent très efficacement les particules grossières (qui fixent peu les molécules) mais plus difficilement les fines, à moins que la largeur de la ZTE soit suffisamment importante (Duvoux, 1990) : cela peut être le cas de prairies en position de jouer un rôle de zone tampon, mais plus rarement de bandes enherbées spécifiques, telles qu'elles sont expérimentées ou mises en place sur le terrain.

Intérêt et limites

Les ZTE représentent un moyen intéressant pour contribuer à réduire la contamination par les pesticides. Il faut néanmoins porter attention à plusieurs points :

- les expérimentations mettent en jeu un ruissellement diffus, alors qu'il est le plus fréquemment intercepté sous une forme plus ou moins concentrée ;
- le rôle majeur joué par l'infiltration conduit à émettre des réserves :
 - * en cas de présence d'une nappe vulnérable,
 - * sur les bandes enherbées en bordure de rivière, à cause des risques de contamination par voie subsuperficielle, plus importants que pour une ZTE plus en amont,
- les prairies humides ont probablement une efficacité limitée, du moins pendant la période où elles sont engorgées.

Cas spécifique des zones tampons boisées

Les références sont encore bien moins nombreuses (Lowrance *et al.*, 2000 ; Gril *et al.*, 2003 ; Madrigal 2004). Globalement, elles semblent fonctionner comme les ZTE, mais avec des propriétés de surface encore plus marquées (porosité et richesse organique).

Bilan

Les zones tampons ont, globalement, une efficacité certaine et reconnue pour limiter les transferts de pesticides par ruissellement. Toutefois, il est difficile de quantifier précisément et *a priori* cette efficacité :

- par manque de données suffisantes et de modèles adaptés,
- du fait de la forte dépendance avec les conditions locales : nécessité d'un diagnostic local du fonctionnement hydrique (impluvium amont + ZTE + position par rapport au milieu aval).

Incertitudes et limites :

Le rôle majeur joué par l'infiltration conduit à émettre des réserves, en l'attente de connaissances plus approfondies, sur le devenir des pesticides sous ces dispositifs :

- * en cas de présence d'une nappe vulnérable,
- * sur les bandes enherbées en bordure de rivière, à cause des risques de contamination par voie subsuperficielle plus importants que pour une ZTE plus en amont. Cette question reste à approfondir, du fait de l'extension prochaine de ce type de zones tampons.

Les prairies humides ont probablement une efficacité limitée, du moins durant la période pendant laquelle elles sont engorgées.

Les expérimentations mettent en jeu un ruissellement diffus, alors qu'il est le plus fréquemment intercepté sous une forme plus ou moins concentrée : il y a nécessité de développer la mise en œuvre de techniques de dispersion (banquettes, correction de ravine). Il s'agit de techniques simples dans le principe, mais il y a un manque d'expérience pratique quant à leur mise en œuvre.

3.5.3.2. Haies

Le rôle des haies sur les transferts hydrologiques des pesticides

Il y a une absence totale de références sur le rôle des haies sur les transferts hydrologiques de pesticides. Ce rôle peut être néanmoins déduit de travaux sur la distribution des sols et les transferts hydriques.

L'augmentation de l'épaisseur de l'horizon organique et de la teneur en matière organique du sol à proximité de la haie, d'autant plus importantes que l'on se rapproche de celle-ci (Walter *et al.*, 2003), impliquent une rétention privilégiée des pesticides sur plus d'une dizaine de mètres en amont de la haie. Cet effet est variable selon la haie considérée. L'augmentation de la teneur en matière organique

est visible sur toutes les haies, mais elle est d'autant plus importante que la haie est perpendiculaire au sens des écoulements, du fait d'une sédimentation des particules érodées à l'amont (Walter *et al.*, 2003).

Le profil topographique à l'amont de haie, en général concave, lié à une sédimentation des particules provenant de l'amont, et l'assèchement du sol, lié à une très forte évapotranspiration des arbres, impliquent une réhumectation plus lente du sol qui favorise l'infiltration du ruissellement venant de l'amont (Thomas *et al.*, 2004). Un talus, souvent associé à la haie, limite et/ou redirige tout ruissellement (Viaud, 2004). La présence de haies implique donc une limitation des transferts de pesticides par ruissellement pour celles qui recoupent pour partie la ligne de plus grande pente.

Le rabattement de la nappe sous la haie, dans les zones où la nappe est proche de la surface du sol, est lié également à l'évapotranspiration des arbres. Il retarde à l'automne la reprise des écoulements de part et d'autre de la haie (Caubel, 2001 ; Caubel *et al.*, 2003). La haie en interaction avec la nappe doit contribuer à limiter les transferts de subsurface des pesticides à certaines périodes de l'année.

Le rôle des haies sur les transferts atmosphériques des pesticides

La haie limite la dérive. Les haies sont à l'origine de mouvements d'air conduisant, d'une part, à une zone de protection sous le vent, dont l'étendue est directement liée à la hauteur et à la densité de la haie, et d'autre part, localement, à des zones d'accumulation (Klöppel & Kördel, 1997). L'impact de phytosanitaires sur la flore présente la même distribution, avec une zone d'atténuation des impacts immédiatement sous le vent, mais aussi des dommages accrus un peu plus loin. La mise en place de haies pour limiter la dérive est décrite comme très efficace (Pergher, 1995 ; Longley, 1997 ; Brown, 2004). Des études comparatives montrent une diminution de la dérive par les haies de 70 à 90%, en fonction du développement foliaire (van de Zande, 2004). Cette efficacité est toutefois dépendante de la géométrie de la haie et de sa porosité. La haie ne supprime toutefois pas l'intérêt de zones non traitées ou de dispositifs de limitation de la dérive à même de réduire les dépôts sous la haie qui constituent une réelle source de concentration des produits et de dégradation de la flore (Weisser, 2002).

Le rôle du réseau bocager

Les haies, structurées selon un réseau bocager, contribuent à limiter le ruissellement sur une grande partie du bassin versant, délimitant des domaines déconnectés hydrologiquement du réseau hydrographique (Merot *et al.*, 1999 ; Viaud, 2004). La connectivité du réseau de haies et sa position dans le bassin versant sont déterminants (Viaud, 2004). Des algorithmes ont été développés pour prendre en compte les fonctionnalités, avérées sur l'eau, supposées pour les pesticides, du réseau bocager sur les flux d'herbicides dans des bassins versants bocagers (Tortrat, 2005).

Le bocage a par ailleurs un rôle sur le microclimat (Merot, 1999). Il joue un rôle de refuge (réserve de prédateurs, ...), ce qui peut contribuer à limiter les usages des pesticides (Marshall & Moonen, 2002). En retour, l'usage des pesticides peut fragiliser et dégrader les structures haie/talus du fait de l'installation d'une végétation annuelle conduisant à une dénudation partielle du talus une partie de l'année et, *in fine*, à son érosion.

Bilan

Il n'y a pas de références quant au rôle des haies sur les transferts hydrologiques des pesticides.

Les haies limiteraient les transferts hydrologiques des pesticides. Cette limitation est supposée importante sur les transferts par ruissellement. Elle serait plus modérée sur les transferts de subsurface, avec une action limitée aux seules haies en interaction avec la nappe.

Les haies permettent une limitation modérée de la dérive, avec des effets très variables selon la distance au site d'épandage et les caractéristiques de la haie.

Les haies intègrent des fonctions antagonistes : leur orientation vers la fonction tampon peut avoir des effets négatifs en terme de biodiversité et de pérennité des réseaux bocagers.

Au total, les haies semblent pouvoir avoir un rôle positif de limitation de la dispersion des pesticides. Néanmoins, en l'état actuel des observations disponibles, rien ne permet d'affirmer que ce rôle peut être significatif.

3.5.3.3. Fossés

Les fossés constituent un moyen traditionnel et fortement répandu d'assainissement des terres agricoles. Ils s'intègrent dans le système hydrographique général dont ils constituent une partie artificialisée, créée *de novo* ou à partir d'éléments du réseau hydrographique naturel. Leur rôle primaire est double :

- i) Assurer l'évacuation rapide de l'eau excédentaire à l'échelle parcellaire, soit en collectant les eaux de ruissellement, soit en drainant les eaux de nappes superficielles, afin d'éliminer les risques de saturation des sols dommageable à la qualité ou au rendement des récoltes, et d'améliorer la traficabilité des parcelles.
- ii) Canaliser l'écoulement de l'eau pour limiter les risques d'érosion et d'inondation.

Récemment, un nouveau rôle potentiel des fossés a été envisagé concernant leur influence sur la diffusion des polluants lessivés à l'échelle parcellaire et entraînés vers le réseau hydrographique. Les données acquises à ce sujet restent toutefois très réduites en ce qui concerne le cas des produits phytosanitaires. De fait, comme l'indique Margoum (2003), peu d'auteurs ont considéré le comportement des résidus de produits phytosanitaires dans les fossés agricoles (Charnay, 1998 ; William *et al.*, 1999 ; Dierksmeier *et al.*, 2002) bien que la contamination de ce milieu ait été évoquée depuis de nombreuses années (Miles *et al.*, 1971).

Influence du transfert en fossé sur les concentrations de pesticides dans l'eau

La plupart des études aboutissent à l'observation d'une diminution de la concentration en pesticide au cours du transfert dans un fossé. La diminution observée est toutefois extrêmement variable. Margoum (2003) a rendu compte dans sa thèse des principaux résultats déjà obtenus : "Williams *et al.* (1999) ont étudié l'évolution des concentrations en propyzamide dans un fossé naturel de 150 m de long. Des prélèvements d'eau effectués en aval du fossé montrent une diminution nette de la concentration en herbicide, pouvant atteindre 50% juste après l'application. Moore *et al.* (2001) ont simulé un écoulement de deux produits phytosanitaires (atrazine et λ -cyhalothrine) dans un fossé de 50 m de long et 4 m de large, en imposant à l'entrée du fossé des valeurs de concentrations typiques de celles consécutives à une pluie orageuse. Des prélèvements d'eau, de sédiments et de végétaux sur 28 jours ont montré une répartition variable des teneurs en polluants dans ces trois compartiments, avec néanmoins une nette tendance à l'adsorption par les végétaux. Dierksmeier *et al.* (2002) ont, quant à eux, réalisé des expérimentations dans des fossés de drainage en riziculture, dont le fond est essentiellement tapissé de sédiments. Une diminution importante des concentrations en organophosphorés, sulfonyles ou organochlorés a été observée : sur une portion de 1200 m la plupart des produits (concentration initiale de 0,025 à 1,5 mg/L) ne sont détectés à l'aval du fossé qu'à de très faibles teneurs proches de la limite de quantification." Cet auteur a développé également un ensemble d'approches expérimentales en conditions naturelles, en laboratoire et sur modèles réduits pour analyser de manière détaillée la variabilité des impacts des fossés sur la contamination des eaux et les facteurs de contrôle. Il en ressort la confirmation de la variabilité de l'influence des fossés en fonction du type de molécule et des conditions hydrologiques. Ainsi, pour une molécule à fortes propriétés d'adsorption, la rétention par les fossés peut produire des abattements de concentration allant au-delà de 50% de la concentration d'injection. Mais il s'agit là de valeurs maximales puisque des situations sans abattement des concentrations ont aussi été observées. Par contre, l'influence des fossés sur l'abattement de concentrations des molécules faiblement adsorbables apparaît systématiquement inférieure et très modéré.

Les processus à l'origine de cette réduction des concentrations au cours du transfert sont essentiellement la rétention et la dilution. Du fait de la rapidité des écoulements dans un fossé, le processus de dégradation ne peut être significatif pour la plupart des molécules dont la durée de demi-

vie est majoritairement supérieure à plusieurs jours. La dilution intervient en cas d'apport d'eau non ou peu contaminée le long du fossé. Cela est notamment le cas dans le cas de bassins versants à occupation du sol hétérogène où certaines parcelles ne sont pas traitées avec le pesticide observé. La rétention se produit au cours du transfert par contact avec les divers matériaux rencontrés dans le fossé : sédiments, sols des parois, végétaux morts ou vivants. La Figure 3.5-2., extraite de la thèse de Margoum (2003) résume les principaux facteurs contrôlant l'intensité du processus de rétention.

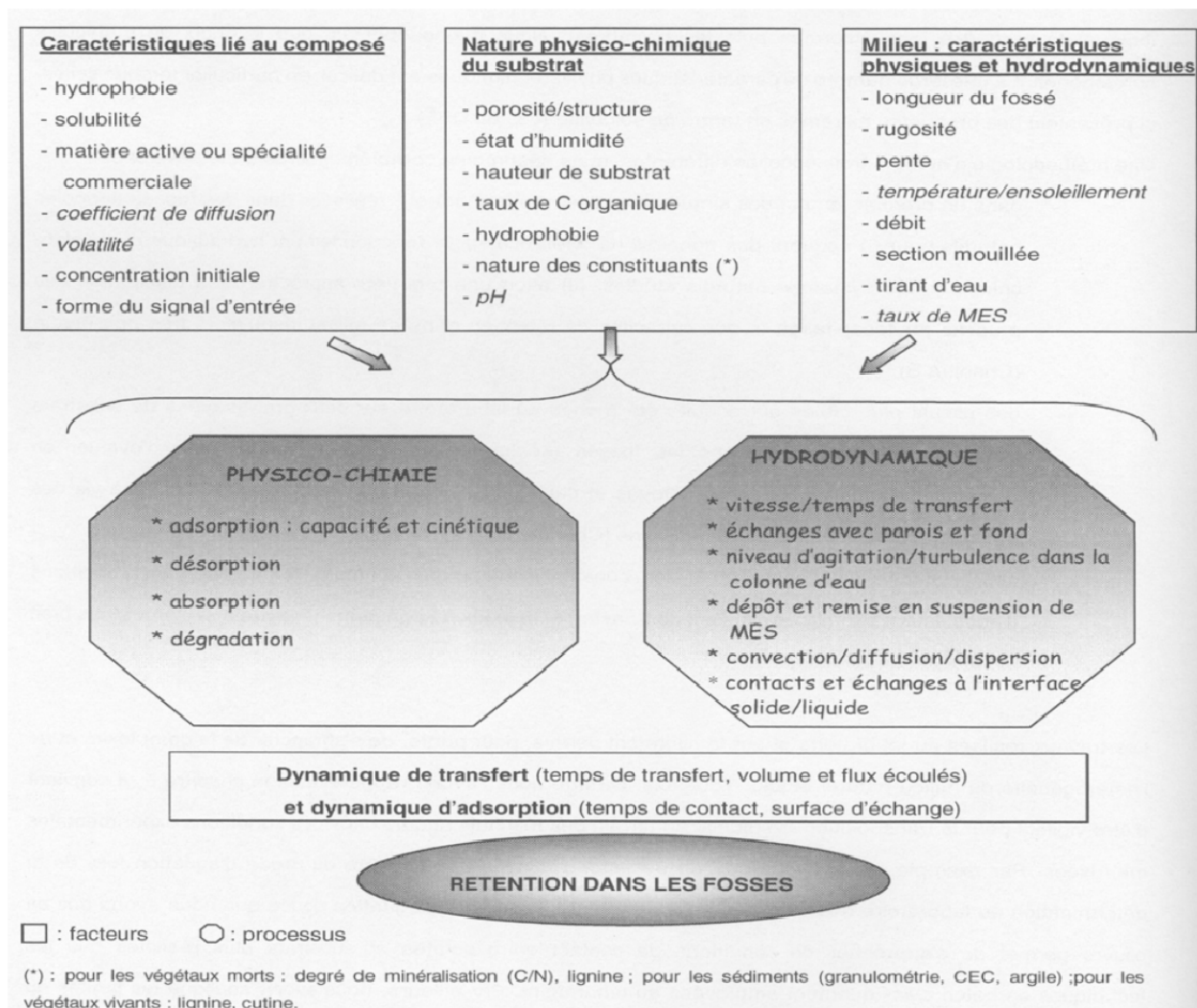


Figure 3.5-2. Facteurs et processus impliqués dans la rétention des produits phytosanitaires lors de leur transfert dans les fossés d'assainissement agricole (reproduit d'après Margoum, 2003).

Au total, Margoum (2003) considère que les facteurs majeurs de la rétention des molécules au cours du transfert en fossés sont i) le temps et la surface de contact, et ii) la nature du substrat, les feuilles étant plus adsorbantes que les sédiments sur le fond de fossés. Ceci amène deux constats opérationnels :

i) Il y a un intérêt certain à la végétalisation des fossés pour augmenter leur capacité de rétention vis-à-vis des pesticides et ainsi décontaminer en partie les eaux d'écoulement.

ii) L'effet attendu des fossés sera maximisé dans les situations concernant des molécules à forte capacité d'adsorption et dans le cas de conditions hydrologiques favorisant les temps et surfaces de contact importants, à savoir les écoulements à faible tirant d'eau et vitesse réduite. Pour les autres molécules et les autres conditions d'écoulement, l'influence des fossés sera fortement limitée, voire non significative.

Influence de l'écoulement dans les fossés sur les flux de pesticides

Au-delà de la diminution des concentrations, un autre effet positif escompté des fossés est la diminution des flux. Cela est quasiment automatique en cas de diminution de concentration. Mais Louchart *et al.* (2001) ont également montré en milieu méditerranéen la possibilité d'une diminution des flux de pesticides sans diminution notable des concentrations dans l'écoulement. Dans ce cas, c'est le rôle prédominant des phénomènes d'infiltration d'eau dans des fossés qui intervient. Ce rôle existe particulièrement en climat aride ou semi-aride, où les nappes baissent en-dessous du niveau des fossés. Bien évidemment un risque de contamination des eaux souterraines est alors induit. Il est toutefois limité en partie par les possibilités de rétention des molécules lors de leur percolation à travers les matériaux qui composent le substratum du fossé.

Bilan

Les fossés peuvent présenter un effet positif sur la réduction de la contamination des eaux de surface par les pesticides. Cet effet est clairement significatif dans le cas d'écoulements modérés et de molécules à fortes propriétés d'adsorption. Il l'est beaucoup moins dans les autres cas. Il est lié à deux processus qui sont la rétention des molécules au cours du transport sur les matériaux constituant ou couvrant les parois des fossés, notamment les matières organiques, et l'infiltration en conditions de nappes basses. Pour maximiser le rôle des fossés dans la réduction des contaminations des eaux par les produits phytosanitaires il est raisonnable de recommander le maintien ou l'extension d'une végétalisation des fossés, mais en préservant la fonction d'évacuation des eaux qui a présidé dans la plupart des cas à la mise en place de ces structures.

3.5.3.4. Drainage enterré

Mode de fonctionnement d'une parcelle drainée dans le contexte français

Un sol hydromorphe de plateau cultivé et drainé fonctionne en mode drainage du début de l'automne au début du printemps, d'une manière fortement dépendante de la nature du sol et du climat. Une amorce du drainage correspond à un remplissage de la réserve utile du sol au moment de l'inversion du bilan climatique. Puis suit une saison variable de drainage intense pendant laquelle toute pluie est convertie en débit. Enfin, apparaissent des épisodes sporadiques de drainage au printemps. Le reste du temps, le sol drainé se comporte comme un sol non drainé.

Au cours d'un événement drainant, la pluie est convertie en débit de pointe (à durée courte) et en débit de tarissement (qui peut durer plusieurs jours après la pluie).

Le fonctionnement du drainage en France est différent de celui du contexte nord-européen qui correspond plus à une dynamique hydrologique de fonte de neige et donc réduite dans le temps.

Aux États-Unis, les sols drainés sont souvent plus sableux, très plats, avec un écartement des drains plus important (20 à 50 m contre 10 m classiquement en France).

Importance des transferts par drainage

L'examen d'une quinzaine d'études expérimentales conduites en Europe mettant en jeu une trentaine de molécules au total (FOCUS, à paraître), met en évidence des taux de transfert variant, pour l'essentiel, de 0,1 à 1% de la quantité appliquée. Des taux supérieurs (1 à 10%) ont été mis en évidence mais de façon rare. Les concentrations maximales observées (par molécules et par campagne) varient considérablement : de 0,01 à 1000 µg/l, avec une majorité de valeurs comprises entre 0,1 et 100 µg/l.

Aux États-Unis, une synthèse réalisée à partir des résultats obtenus sur 30 sites expérimentaux (Kladivko, 2001) a mis en évidence des taux de transfert globalement un peu plus faibles: souvent inférieurs à 0,1%, presque toujours inférieurs à 0,5% et très exceptionnellement compris entre 0,5 et 1%.

Ainsi, le transfert par réseau de drainage n'est pas négligeable, même s'il reste normalement inférieur au transfert par ruissellement d'une parcelle non drainée, toutes choses étant égales par ailleurs (FOCUS, à paraître).

Les facteurs de transfert

De nombreux facteurs conditionnent le transfert des pesticides par le système de drainage. Les principaux semblent les suivants :

- le mode de circulation d'eau dans le profil, influencé en particulier par le type de sol et les caractéristiques du drainage (écartement, profondeur...),
- le régime hydrique du drainage dans la période qui précède et suit la date d'application,
- les propriétés des molécules.

Ces facteurs interagissent fortement, comme le montrent les quelques éléments suivants.

La présence d'une macroporosité importante (présence de fissures en particulier) favorise un transfert rapide, avec des concentrations élevées, même de molécules à forte capacité d'adsorption ; toutefois, le flux transféré vers les drains reste plus faible que pour les molécules à faible adsorption (Novak, 1999). Novak (1999), en comparant le fonctionnement d'un pélosol argileux sur le versant à celui d'un sol plus limoneux sur le plateau, a clairement démontré la différence de fonctionnement entre ces deux types de sol.

Dans le cas du sol argileux, il se produit un transfert significatif par la tranchée de drainage et les fissures (flux préférentiel) pendant la fin de saison de drainage, ce qui est beaucoup moins marqué pour le sol limoneux. Pendant la saison de drainage intense, la fissuration disparaît et c'est l'infiltration lente dans la microporosité (flux matriciel) qui est responsable de l'essentiel des transferts, surtout dans le sol limoneux, dont la conductivité est supérieure.

Ainsi, en comparant le comportement de l'isoproturon dans deux sols argileux, l'un très fissuré et l'autre peu structuré, Harris (1993 *in* Novak, 1999) a observé des pics de respectivement 40 et 5 µg/l.

Dans une approche convergente, la synthèse du groupe FOCUS a utilisé la teneur en sable comme indicateur d'une moindre capacité de fissuration. Elle montre une relation inverse entre celle-ci et le taux de transfert ou la concentration maximale observée (relation moins nette dans ce dernier cas).

La relation entre le coefficient d'adsorption et les deux caractéristiques du transfert que sont le taux de transfert et la concentration maximale observée est analogue. Un essai de régression multiple associant teneur en sable et coefficient d'adsorption permet d'expliquer 39% de la variabilité du taux de transfert et 17% de celle des concentrations maximales, ce qui démontre qu'il reste de la place pour d'autres facteurs d'explication.

Les mesures réalisées pendant 10 années dans l'Ouest sur le site de La Jaillière (Réal, 2004) dont le sol est un limon hydromorphe sur schiste, montrent que les herbicides à persistance modérée, appliqués au printemps, se retrouvent peu dans les eaux de drainage, contrairement à ce qui a été observé sur sol argileux. Dans les mêmes conditions, l'atrazine, mobile et très persistante, n'est pas ou peu retrouvée (en cas de reprise tardive du drainage) non plus après l'application, mais elle se retrouve dans les eaux de drainage de la saison suivante.

Sur le même site, l'isoproturon appliqué sur céréales d'hiver avant la période de drainage a été bien moins transféré que les années où il a été appliqué pendant la saison de drainage intense (Rahoux, 2002 ; Réal, 2004).

Les méthodes correctives

Pour réduire les transferts des réseaux de drainage, un certain nombre de méthodes ont été testées ou sont envisageables.

Réduction de la dose d'application

Ce moyen de réduire les transferts, non spécifique du drainage, a été testé dans le cas de celui-ci et la proportionnalité de la réponse a été vérifiée par Harris (1995, *in* Novak 1999) : l'application d'une demi-dose d'isoproturon (1,2 au lieu de 2,4 kg/ha) s'est traduite par un taux de transfert passant de 3,3 à 1,7%.

Prise en compte des propriétés des molécules

En cas d'application au printemps sur sol limoneux, il est préférable d'éviter les molécules à durer de vie longue, qui sont alors susceptibles d'être retrouvées dans les écoulements d'automne.

Si l'application pendant la saison de drainage intense ne peut être évitée, il convient de préférer les molécules à Koc élevé.

Date d'application

Les exemples précédents montrent l'intérêt d'éviter l'application après le début de la période de drainage dans tous les types de sols et, dans le cas des sols argileux, lors des périodes de dessiccation avec des risques importants d'orages (saison de fin de drainage, voire au-delà).

Travail du sol

Des essais d'affinement de la couche superficielle d'un sol argileux réalisés en lysimètre ont mis en évidence une réduction de 30% du transfert (Brown, 2001). Les résultats des essais sur colonne de Novak (1999) vont dans le même sens : la meilleure fixation des produits appliqués du fait de l'augmentation de la surface de contact explique cette amélioration. Mais cette méthode n'a pas été testée, à notre connaissance, en situation réelle. Par ailleurs, elle serait probablement inefficace, voire même nuisible, sur un sol limoneux de structure fragile.

Aux États-Unis, la comparaison du travail classique du sol avec les techniques simplifiées a été abondamment effectuée, sans donner de résultats significatifs (FOCUS, à paraître).

Drainage et zones tampons

Les essais de la Jaillière (Réal, 2004) ont montré que sur parcelle drainée le ruissellement ne disparaît pas totalement, mais devient secondaire comme vecteur de transfert, au moins par rapport à ceux qui se produisent en période hivernale. Ceci est probablement encore plus marqué en sol argileux : dans ces conditions la mise en place de zones tampons en aval de parcelles drainées ne présente qu'un intérêt limité. La situation est peut-être différente dans le Sud-Ouest (par exemple), où l'intensité des pluies peut-être provoquer un drainage et un ruissellement significatifs en même temps. Ce point mériterait d'être vérifié.

Dans certaines conditions (topographiques en particulier), l'exutoire des drains peut être une zone boisée, susceptible de servir de zone tampon.

Mais ce sont les zones tampons humides qui sont *a priori* le plus à même d'être intéressantes vis-à-vis des eaux de drainage (Cf. 3.5.3.5), compte tenu des caractéristiques de ce type de milieu. La rétention temporaire des premiers écoulements, qui sont les plus chargés, pourrait constituer une piste intéressante à creuser.

Bilan

Les transferts produits par le drainage enterré sont significatifs, même s'ils restent probablement inférieurs à ceux que produirait le ruissellement en l'absence de drainage, toutes choses étant égales par ailleurs. Toutefois, le drainage est souvent motivé par la volonté de mettre en culture des parcelles à vocation herbagère, évolution qui a, elle, une influence évidemment très forte sur les risques de contamination de l'environnement.

Des pratiques culturales, comme la réduction de dose ou encore la modification de la date d'application, peuvent être intéressantes dans certaines conditions. Toutefois, ces possibilités restent réduites, d'où l'intérêt que présentent les méthodes d'interception en aval des parcelles.

Les capacités de dissipation offertes par les zones tampons enherbées et boisées restent souvent réduites, dans le contexte des terres drainées (surtout pour les transferts à dominante hivernale). Les zones tampons humides constituent *a priori* une modalité intéressante, mais qui reste à tester dans le contexte français.

3.5.3.5. Zones humides

Les zones humides sont diverses : zones alluviales, marais, étang, prairies humides... Elles font l'objet d'inventaires (convention européenne de RAMSAR, SAGEs...), de travaux de recherche sur leurs fonctions (Programme National de Recherche sur les Zones Humides ; Merot, 2000), de mesures de préservation (Natura 2000, Loi sur l'eau de 1992...). Elles ont diverses fonctions environnementales parfois antagonistes : biodiversité, contrôle des flux de polluants vers l'eau et l'atmosphère, aménités... (Fustec & Lefeuvre, 2000). Dans le cadre de cette expertise, ce sont surtout les petites zones humides riveraines, insérées au cœur des paysages cultivés (interface entre versant et cours d'eau, zone d'affleurement de nappes superficielles) qui peuvent avoir un rôle sur les transferts des pesticides vers les eaux de surface (Baudry, 1997 ; Blackwell, 2002). Ces zones sont parfois laissées à l'état naturel de prairies humides, parfois aménagées pour la production agricole (cultivées, voire drainées), parfois aménagées, voire construites pour jouer un rôle tampon vis-à-vis de la qualité de l'eau (*constructed wetlands*).

Les zones humides riveraines intègrent un fonctionnement de longue date, lié à la géomorphologie de l'ensemble du bassin versant. Elles remplissent différentes fonctions, dont celle de zones tampons. Les travaux les concernant ont fait l'objet de synthèses (Mérot, 2000 ; Durand *et al.*, 2000, 2005). Elles intègrent une composante topographique (concavité), biologique (biodiversité), pédologique (accumulation de matière organique), hydrique (circulations liées au fonctionnement hydrologique du bassin versant) et biogéochimique (conditions redox très variables). Elles sont particulièrement développées dans des zones à relief modéré, en tête de bassin versant, là où le cours d'eau prend naissance, et correspondent des aires drainées importantes.

Le pouvoir tampon des zones humides riveraines vis-à-vis des pesticides varie selon les conditions hydriques. En saison humide, elles sont en conditions saturées et elles sont le lieu de ruissellements qui ont un rôle de dilution vis-à-vis du ruissellement et de l'exfiltration des eaux provenant de l'amont. Cette dilution est fonction de l'importance des apports provenant de l'amont par rapport à la taille de la zone humide. En saison sèche, elles favorisent l'infiltration du ruissellement venant de l'amont. La topographie, souvent plane, et la présence d'une végétation dense favorisent l'infiltration et la sédimentation des particules, par diminution de la vitesse de l'eau.

Les zones humides ont aussi, de manière plus limitée, un rôle par incorporation dans la biomasse végétale ou microbienne, par rétention et par dégradation dans le sol (Fustec *et al.*, 2000). Les fortes teneurs en matière organique favorisent la rétention des pesticides. Le temps de résidence de l'eau dans la zone humide conditionne leur dégradation. Or, celui-ci est très hétérogène, lié à l'état hydrique du bassin versant et au régime des averses, mais toujours assez court. Le devenir des pesticides dans la zone humide est toujours l'objet de recherches (Durand *et al.*, 2005). En effet, les variations importantes des conditions redox influencent la rétention et la dégradation des pesticides (Fig. 3.5-3.), par modification des propriétés des surfaces organo-minérales du sol. L'adsorption est fonction de chaque molécule. La désorption paraît plus aisée en milieu oxydé qu'en milieu réduit. La minéralisation complète des pesticides est inexistante en conditions réductrices. La dégradation des polluants chlorés est favorisée en conditions réductrices, pour les premières étapes, mais elle nécessite le retour à des conditions oxydantes pour se poursuivre. L'alternance de conditions d'oxydoréduction favorise la dissipation par biodégradation de certains polluants organiques. A l'inverse, le confinement avec des conditions réductrices peut conduire à des accumulations. Beaucoup de questions restent encore posées sur la réversibilité des phénomènes de rétention et l'accumulation de résidus de pesticides partiellement dégradés dans les zones humides. L'hétérogénéité spatiale des circulations, et donc des conditions redox, font qu'il est difficile d'évaluer leur fonctionnement global.

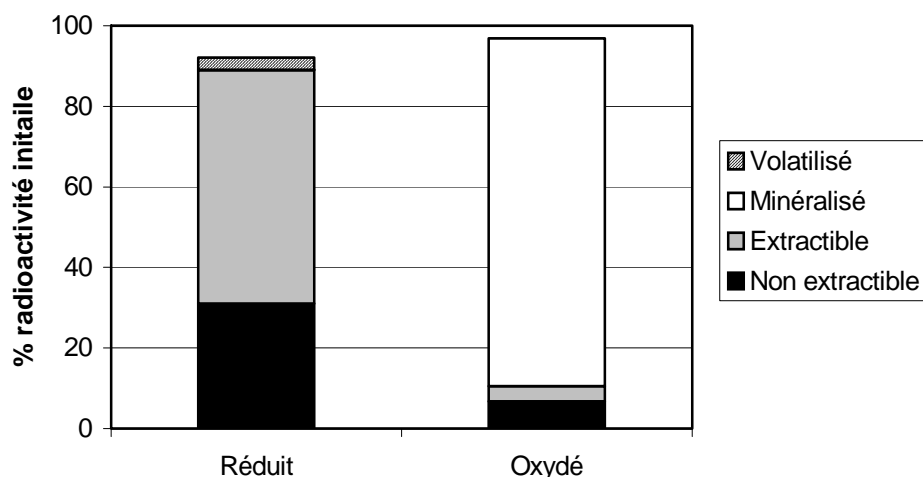


Figure 3.5-3 Distribution du ^{14}C -atrazine entre les fractions minéralisées, extractible, non extractible et volatilisées, en fonction des conditions d'oxydo-réduction (d'après Durand *et al.*, 2005)

Des observations sur zones humides, naturelles ou artificielles, ont été réalisées, surtout en climat chaud et principalement sur des insecticides et un peu moins fréquemment sur des herbicides (Angier *et al.*, 2002 ; Kao *et al.*, 2001, 2002 ; Moore *et al.*, 2001 ; Schultz *et al.*, 2001). Les insecticides, la plupart à fort Koc, sont très bien retenus (90-99% de rétention). Des observations en conditions climatiques plus froides (Braskerud, 2003) ont été réalisées sur un dispositif artificiel avec 14 herbicides. On observe un abattement moyen d'environ 30%, variant suivant l'année et le produit, qui augmente avec la charge en pesticides, mais qui est toujours modéré du fait d'un temps de séjour trop court. Le couplage d'une récupération des eaux de drainage en période hivernale avec une réutilisation en irrigation en période estivale a montré que le recyclage des eaux d'irrigation dans le bassin versant d'une rizière diminuait la charge en pesticides pour le milieu naturel (exutoire du BV). Cette technique mériterait d'être testée dans le contexte français.

Bilan

Les zones humides intègrent des fonctions antagonistes : leur orientation vers une fonction particulière, la fonction tampon, est un débat de société.

Elles sont localisées dans des situations bien précises (présence d'une nappe affleurant liée au bassin versant), contrairement aux dispositifs enherbés et boisés.

Les zones humides apparaissent comme complémentaires des dispositifs enherbés et boisés dans les têtes de bassin pour lesquelles ces derniers sont mal adaptés.

Leur rôle tampon est très différent selon les saisons : rôle de dilution en hiver, rôle d'infiltration en été.

Le devenir des pesticides dans les zones humides est mal connu. Il est nécessaire de réaliser des observations sur leur devenir dans les sols.

Leur aménagement pour collecter les écoulements latéraux superficiels, notamment les écoulements de drainage, est intéressante, mais elle reste à évaluer dans le contexte français..

3.5.3.6. Gestion des bords de champ et zones non traitées (ZNT)

Exposition à la dérive

Presque systématiquement, les bordures de parcelles sont atteintes par la dérive dans des proportions variables en fonction des caractéristiques de la pulvérisation (matériel, hauteur, adjuvants) et des conditions climatiques (vent). Les effets sur les organismes terrestres sont abordés au § 3.3.1.1.

Pour la protection des eaux de surface, l'évaluation du risque écotoxicologique réalisée dans le cadre de l'homologation (Directive 91414/EC) est fondée sur cette exposition et elle conditionne l'usage des produits au maintien d'une zone non traitée (ZNT) en bordure des cours d'eau.

Au niveau français, un arrêté, en cours d'élaboration, devrait conduire à grouper les substances en classes, et à simplifier le calcul des largeurs de ZNT. Cet arrêté prévoit aussi la possibilité de réduire ces largeurs par le recours à des dispositifs de réduction de la dérive (buses, adjuvants, assistance d'air). Le classement de ces dispositifs nécessitera toutefois un important travail de recueil de références (ou d'extrapolation des références existantes à la situation française).

Cette mesure réglementaire s'appliquera aux "points d'eau" (cours et plan d'eau) indiqués en bleu (trait continu ou pointillé) sur les cartes IGN au 1:25 000. Les fossés non identifiés par l'IGN ne seront pas pris en compte. Ceci pourrait constituer un manque plus ou moins important suivant l'importance de leur densité, dont la conséquence sur les transferts est difficile à évaluer, du fait des limites actuelles des connaissances sur le rôle des fossés (Cf. § 3.5.3.3).

L'existence d'une interférence possible avec l'écoconditionnalité de la PAC (Cf. § 3.5.3.1) pour les exploitations concernées (donc hors zones à dominantes arboricole, viticole ou maraîchère) est à noter.

Exposition au ruissellement

Le cas des bordures aval des parcelles interceptant le ruissellement rejoint la problématique des zones tampons (Cf. § 3.5.3.1.) et aussi celle de la répartition spatiale (Cf. § 3.5.3.7).

Il faut noter qu'une simple bordure étroite classique (1 à 2 m) risque d'être assez peu efficace sur l'interception des molécules contenues dans le ruissellement, surtout si l'écoulement est concentré.

Entretien des bordures

La gestion des bords de champ a fait l'objet d'une synthèse récente (Marshall & Moonen, 2002) et de premiers recueils de données en Bretagne (Thenail & Lecoer, 2004). Les bords de champ peuvent représenter un linéaire important, de l'ordre d'une à quelques dizaines de km/km² en Bretagne par exemple.

Les bords de champ jouent un rôle essentiel s'ils limitent le développement des adventices, nuisibles et maladies des cultures, et servent de refuge ou de corridor de biodiversité. Ils participent ainsi au fonctionnement écologique des cultures, à la diminution de l'usage des pesticides (du fait d'un meilleur contrôle des communautés biologiques, par exemple par le maintien d'une flore pérenne au détriment du développement des adventices), à la limitation des transferts par dérive et par ruissellement. Ces différentes fonctions sont liées et rétro-agissent l'une sur l'autre. Outre son inconvénient lié à des risques de transfert hydrique importants, l'entretien chimique répété du bord de champ conduit au développement d'une flore adventice, qui lui-même fragilise ce bord de champ, concoure à l'affaissement du talus et par voie de conséquence à une moindre diminution du ruissellement.

L'étude menée en Bretagne montre une grande diversité des modes de gestion des bords de champ dans une même exploitation et entre exploitations. Le temps de travail lié à cet entretien est important et a peu évolué. D'une manière générale, c'est la mécanisation, la facilité et la rapidité du travail qui est recherchée.

Bilan

Rôle vis à vis de la dérive

Effets sur écosystèmes terrestres (Cf. § 3.5.3.1).

Prise en compte réglementaire (arrêté en cours d'élaboration) dans le cadre de l'homologation et de la protection des eaux de surface ; fossés non pris en considération : limite de l'efficacité dans les zones où leur densité est élevée.

Rôle vis-à-vis du ruissellement

Cf. zones tampons (§ 3.5.3.3). Effet limité prévisible pour les bordures étroites.

Entretien

Entretien mécanique souhaitable, surtout si proximité eaux de surface.

3.5.3.7. Répartition spatiale des cultures

Dans les bassins où la circulation de l'eau est dominée par les écoulements latéraux (ruissellement, nappe superficielle) et où les parcelles ne sont pas directement connectées à des réseaux de collecte des eaux (fossés...), la localisation relative des parcelles traitées les unes par rapport aux autres, par rapport aux espaces interstitiels et aux eaux superficielles peut avoir une influence significative.

La distribution spatiale des cultures (et plus généralement, la distribution des couverts et des états de surface du sol) a des conséquences connues sur le ruissellement et l'érosion (la technique américaine du *strip-cropping* en est un cas particulier), et donc sur les transferts de pesticides par ruissellement : le ruissellement généré sur une parcelle peut se réinfiltrer dans un aménagement ou une parcelle située en aval (thèse V. Lecomte, travaux Pays de Caux, modèle STREAM).

La distribution spatiale des cultures a aussi des conséquences sur les transferts de subsurface. Les temps de transfert de l'eau sont très différents selon la profondeur de nappe et la distance de la surface de la nappe au cours d'eau. Ces temps impliquent des dilutions par des eaux de nappe. La synchronisation des traitements dans le temps sur un versant et l'importance des applications dans les zones proches des cours d'eau peuvent limiter ces effets de dilution.

Globalement, la distance des applications au cours d'eau a un rôle dans la contamination des eaux (Colin *et al.*, 2000 ; Gillet *et al.*, 2002).

Ces constats ont conduit à mettre en place des démarches de diagnostic territorial phytosanitaire (CORPEN) dont certaines ont conduit au développement d'indicateurs (Cf. § 3.3.4.5.) : l'identification des parcelles à risques est effectuée en prenant en compte les modes de circulation de l'eau, la présence de zones tampons, etc. Cette identification conduit à proposer des actions spécifiques à ces parcelles : pratiques culturales adaptées, découpage de parcelles, diversification des cultures, mise en place de nouvelles zones tampons, modification des périodes de traitement. Ces actions peuvent aller jusqu'à l'interdiction et à la substitution de certaines molécules, voire à l'abandon de certaines cultures.

Bilan

La répartition spatiale des cultures en tant qu'outil de limitation de la contamination de l'environnement par les pesticides concerne les territoires où les écoulements latéraux (ruissellement et écoulements par nappe superficielle) dominent par rapport à l'infiltration vers des nappes profondes et où les parcelles ne sont pas directement raccordées à des réseaux d'écoulement (fossé...).

L'influence de la distribution spatiale des cultures sur le ruissellement, l'érosion et les transferts par nappe superficielle, et donc sur le transfert des pesticides, est connue :

- rôle de zone tampon joué par une parcelle couverte et filtrante en aval d'une parcelle sensible au ruissellement
- rôle de la distance au cours d'eau, importance de l'existence d'une mosaïque diversifiée d'occupation des sols, en particulier en l'absence de réseaux de dispositifs tampons de bord de champ, etc.

L'identification de parcelles à risque par un diagnostic des causes de la contamination, peut permettre le développement de programmes d'actions spécifiques sur certaines portions d'un territoire.

3.6. Conclusions du chapitre 3

En conclusion, nous résumons quelques éléments essentiels quant à la nature des contaminations et impacts des produits phytosanitaires dans l'environnement, puis nous reprenons les questions évoquées en introduction pour indiquer les éléments de réponse qui se dégagent de l'analyse de la littérature scientifique.

3.6.1. Quelques éléments essentiels à retenir sur les processus de contamination des milieux naturels par les produits phytosanitaires et sur les impacts sur l'environnement

Re-soulignons en premier lieu la signification des termes "contamination" et "pollution" qui ont été au centre de la problématique de ce chapitre. Le terme *contamination* désigne "la présence anormale de substances, de micro-organismes, d'objets, ou d'êtres vivants" dans un compartiment de l'environnement, tandis que le terme *pollution*, correspond à la présence de substances au-delà d'un seuil pour lequel des dommages sont susceptibles de se produire. Cette distinction est importante dans le cas des pesticides. Ces produits sont en effet destinés à être utilisés pour débarrasser les cultures d'organismes considérés comme nuisibles, et donc à être épandus sur ces cultures. Ces substances n'étant pas pour la plupart d'entre elles d'origine naturelle mais issues de la synthèse chimique, leur présence sur le sol et les végétaux des zones agricoles correspond donc formellement à une contamination. Il s'agit toutefois d'une contamination attendue et volontaire pour le sol et les végétaux, au contraire des milieux aquatiques, qu'ils soient de surface ou souterrains, ou des milieux atmosphériques pour lesquels la contamination est secondaire et involontaire. Cette contamination ne peut toutefois pas être assimilée à une pollution, qui ne sera effective que si l'existence d'une toxicité intrinsèque des pesticides épandus, combinée à un certain niveau de concentration et de persistance dans le milieu récepteur, conduit au dépassement d'un seuil d'effets pour les organismes ou les fonctions non visés.

Une contamination significative des différents milieux, eau, air, sol, peut être générée par des pertes en pesticides très faibles en comparaison des quantités épandues. Il suffit par exemple parfois d'une fuite hors parcelle de moins de 1 pour mille de la masse d'herbicide épandue dans des conditions de pratiques agricoles standards pour provoquer une contamination de l'eau supérieure au seuil autorisé pour les eaux destinées à la consommation humaine. Il est donc par essence très difficile de contrôler et limiter les pertes parcellaires vers l'environnement. Un corollaire est que même si de bonnes pratiques agricoles sont mises en œuvre, une contamination de l'environnement extra-parcellaire peut être observée. Ceci explique aussi le fait que les données actuellement disponibles sur les réseaux de suivi de contamination témoignent d'une contamination généralisée, voire chronique, d'une proportion importante des milieux aquatiques, vraisemblablement des phases atmosphériques et sans doute des sols, tant à l'échelle française qu'européenne. Il faut, bien évidemment, souligner que la contamination sera encore plus sévère en cas d'écart aux bonnes pratiques ou de pollutions ponctuelles liées par exemple à un déversement intempestif de fonds de cuve de pulvérisation.

Les processus de contamination des milieux par les pesticides sont extrêmement variés et nombreux. Ils sont pour la plupart bien identifiés, sauf sans doute pour ceux qui concernent les phases atmosphériques. Néanmoins, ils présentent des interactions complexes à différentes échelles d'espace et de temps. La connaissance insuffisante de ces interactions constitue un frein à la modélisation et à la prévision des contaminations en fonction des propriétés intrinsèques des molécules et des situations locales d'usage (conditions climatiques, systèmes de cultures, sols, caractéristiques paysagères...). Une conséquence directe en est notamment la méconnaissance assez générale des temps de réponse des milieux à l'arrêt ou à l'initiation d'une pression polluante. Il reste par exemple difficile d'estimer *a priori* les vitesses de contamination ou de restauration des milieux aquatiques suite à l'introduction d'une nouvelle molécule ou à l'interdiction d'une molécule ancienne. Par ailleurs, certaines

substances peuvent former des résidus liés dans les sols, dont le comportement et les effets à long terme sont difficiles à prévoir, notamment en cas de modifications des pratiques agricoles ou de réallocation des sols à d'autres usages. Enfin, dans de nombreux cas, la contamination de l'environnement est liée non pas aux substances épandues mais à certains de leurs produits de dégradation (métabolites), dont le comportement environnemental (mobilité, persistance) et les propriétés écotoxicologiques sont généralement peu connus.

Les impacts des contaminations peuvent potentiellement concerner tous les organismes vivants du fait de la sélectivité généralement faible des produits phytosanitaires. Mais l'état actuel des impacts est très mal connu, en raison notamment d'une insuffisance quantitative, mais aussi qualitative, des réseaux de surveillance. Une difficulté majeure de l'observation des impacts est l'évaluation de la liaison entre la présence d'un polluant et son effet sur les organismes vivants. Elle est liée à de nombreux facteurs, dont : i) l'absence d'une connaissance des niveaux-seuils pour lesquels les impacts peuvent se produire pour les différentes espèces concernées ; ii) l'existence généralisée de situations de multi-pollution (présence de pesticides mais aussi d'autres substances) avec des possibilités d'interactions toxicologiques de sens variable entre polluants ; iii) une exposition des organismes et une biodisponibilité des pesticides difficiles à déterminer ; iv) l'existence d'interactions entre les effets des pesticides et ceux d'autres facteurs environnementaux (notamment, mais pas uniquement, liés aux activités agricoles) qui peuvent atténuer ou au contraire exacerber les conséquences de l'exposition aux pesticides.

Par ailleurs, certains impacts ne sont liés à la présence de pesticides que de manière indirecte, ce qui complexifie encore davantage l'identification des relations de causalité entre présence des pesticides dans l'environnement et effets écotoxicologiques.

3.6.2. Méthodes de diagnostic des contaminations et impacts : potentiels et limites

En termes de méthodes de diagnostic, il est nécessaire de distinguer celles basées sur l'observation *in situ* de celles fondées sur la prévision. Les premières ne sont opérationnelles qu'*a posteriori* tandis que les secondes peuvent aussi bien évaluer des situations à venir que des situations passées. Les premières constatent la réalisation d'un risque tandis que les secondes évaluent le risque. Les premières reposent sur la mise en œuvre de réseaux de surveillance des milieux et des pratiques et la définition d'indicateurs plus ou moins synthétiques de contamination et/ou d'impact, tandis que les secondes se fondent sur l'utilisation de modèles et/ou d'indicateurs synthétiques de risque.

Les réseaux d'observation

- Ils sont indispensables du fait des limites des autres méthodes de diagnostic et notamment des limites des méthodes d'évaluation des risques *ex-ante*. En effet, si l'homologation des substances actives tente d'établir *a priori* les risques de contamination et d'impacts que comporte l'utilisation d'une molécule donnée, le risque effectif dépend fortement des conditions locales du milieu d'application. Un suivi *a posteriori* (ou post-homologation) est donc nécessaire (il est d'ailleurs prévu d'un point de vue réglementaire, même si les stratégies à mettre en œuvre sont encore en cours de développement).

- La mise en œuvre actuelle des réseaux est toutefois globalement insuffisante vis-à-vis des besoins de diagnostic affichés pour repérer des contaminations et des impacts, évaluer les molécules en usage et choisir des solutions correctives les mieux adaptées aux conditions locales. Ceci est lié à la fois à l'insuffisance des moyens actuellement investis dans les réseaux et à des difficultés méthodologiques importantes, qui nécessitent des efforts de recherche tout aussi importants pour les solutionner.

- Du fait de leurs caractéristiques limitées aux plans qualitatifs et quantitatifs, les réseaux de surveillance actuels constituent plutôt des systèmes d'alerte, dont la sensibilité est très variable en fonction de leurs caractéristiques intrinsèques et de celles des zones qu'ils surveillent. Ils ne permettent pas par contre une évaluation objective des niveaux et des évolutions des contaminations

et des impacts. Ils ne permettent pas non plus d'établir des liens explicites entre pratiques agricoles, contaminations et impacts, et de conduire ainsi à une détection des causes de contamination. Les raisons à cette situation sont nombreuses :

Les unes tiennent à la complexité, déjà évoquée ci-dessus, des processus impliqués dans la contamination et les impacts biologiques. Il en ressort une difficulté de définition d'indicateurs synthétiques de contamination et d'impacts. Si les indicateurs de nature physico-chimique sont relativement bien définis, malgré certaines limites, les manques sont surtout au niveau des indicateurs biologiques, biomarqueurs et bioindicateurs. L'utilisation opérationnelle de ceux qui existent est pour le moins problématique, notamment en raison de leur non-spécificité de réponse vis-à-vis des pesticides, et certains outils restent encore à imaginer.

Les autres sont à relier à de nombreuses insuffisances des réseaux actuels, qui suggèrent autant d'améliorations à apporter : i) une extension équilibrée des réseaux vers tous les milieux concernés (eau, sol, air) ; ii) une optimisation des stratégies d'échantillonnage (liste molécules-métabolites, fréquence, modalité, localisation) en fonction des conditions locales, iii) un contrôle qualité des analyses, iv) la mise en œuvre d'observatoires des pratiques en complément de la surveillance des contaminations et des impacts, v) la définition, l'homogénéisation et la validation des procédures d'interprétation.

Modélisation des risques

- Les développements de modèles sont déjà anciens, mais ceux-ci n'ont donné lieu à des applications opérationnelles en matière d'évaluation de risques que depuis une dizaine d'années dans le cadre des procédures d'homologation *a priori* des substances. Du fait de leur caractère mécaniste, ils présentent le potentiel de pouvoir représenter une grande diversité de situations. Leur développement est donc un enjeu important en vue d'établir des outils et démarches de diagnostic des risques, flexibles et performants. Il faut distinguer les modèles qui simulent le devenir des pesticides dans l'environnement, c'est-à-dire le risque de contamination, et ceux qui simulent les effets écotoxicologiques, c'est-à-dire les risques d'impacts biologiques.

- Les modèles environnementaux ont bénéficié de nombreux progrès. Ils peuvent être utilisés pour des objectifs très ciblés, comme la simulation des flux de percolation sur des systèmes lysimétriques ou l'inter-comparaison de stratégies culturales. Toutefois, l'interprétation des résultats de simulation nécessite beaucoup de prudence et de circonspection. Ceci est notamment dû à l'absence de recul suffisant sur leur utilisation et aussi au caractère partiel de leurs validations expérimentales. Un effort de recherche doit être entrepris pour étendre les approches de modélisation au niveau :

- des échelles spatiales, de la parcelle au bassin versant,
- des processus, en incorporant mieux l'effet des facteurs environnementaux,
- du perfectionnement de leur calibration.

- Les modèles d'effets écologiques sont établis soit au niveau de populations, soit au niveau d'écosystèmes. Au stade actuel, leur utilisation se limite à des situations précises, souvent éloignées des réalités de terrain. Ils sont donc plus éloignés d'une utilisation opérationnelle que les modèles environnementaux. L'effort de recherche nécessaire pour le développement de ces modèles est encore largement devant nous. On note toutefois que les modèles de dynamique des populations bénéficient d'un consensus plus large au niveau de la communauté scientifique que les modèles d'écosystèmes.

- La modélisation est une activité de recherche en cours, qui est toutefois primordiale pour espérer avancer sur l'ensemble des méthodes d'évaluation des risques.

Les indicateurs de risque

- Différents indicateurs de flux et d'impact, couplant caractéristiques des pesticides et conditions de milieu, ont été développés en Europe et ailleurs dans le monde pour prédire les contaminations dans les différents compartiments de l'environnement et leurs impacts sur différentes cibles biologiques, y compris parfois l'homme. Ils correspondent pour certains à une version simplifiée des modèles, version opérationnelle et accessible à des acteurs non spécialistes. Plusieurs présentent l'intérêt d'agréger les usages de plusieurs produits, pour un itinéraire technique défini, à une échelle spatiale

déterminée et pour un compartiment de l'environnement ou une cible donnée, donnant une vision complémentaire à celle fournie par une liste des substances utilisées et des quantités appliquées. En usage de routine, il semble toutefois raisonnable de restreindre les indicateurs à des démarches de hiérarchisation des situations, plutôt que de chercher à établir des prédictions de niveaux absolus de flux ou d'impacts. Mais, même dans ce cas, il n'y a pas à l'heure actuelle de données objectives qui permettent de savoir si cet objectif de hiérarchisation est atteint de manière correcte avec les indicateurs existants. En conséquence, aucun consensus n'existe quant aux indicateurs à mettre en œuvre. L'utilisation des indicateurs pour évaluer les risques liés à l'emploi des pesticides fait l'objet de controverses qui concernent : i) les variables d'entrée choisies pour construire l'indicateur ; ii) les méthodes d'agrégation de ces variables d'entrée ; iii) la simplification trop importante des processus à la base du risque de contamination ou d'impact ; iv) la trop grande spécificité de certains indicateurs en termes de milieux d'application ; v) l'empirisme de leur construction ; vi) l'absence fréquente de tests de sensibilité sur les variables d'entrée.

- En dehors des différents points qui viennent d'être énumérés, la principale critique adressée aux indicateurs est l'absence totale de validation de leurs prédictions par des données de terrain. Les démarches de validation ne sont pas faciles à mettre en œuvre, non seulement du fait de l'absence de données, mais aussi du fait de la difficulté intrinsèque de la validation de l'estimation d'un risque. En effet, la définition de la notion de risque par de nombreux indicateurs est souvent floue et ne peut donc être reliée aisément à des observations *in situ*.

- Les indicateurs présentent néanmoins un intérêt indiscutable comme outil de communication sur le risque. Ils sont bien plus accessibles aux acteurs de la problématique "pesticides" que les modèles d'usage restreint au monde scientifique. Les indicateurs permettent au travers de leur application pour l'analyse de risque d'une situation donnée de favoriser le dialogue avec les acteurs de cette situation et de les amener à la réflexion et à la prise de conscience. A l'heure actuelle, c'est d'ailleurs essentiellement l'importance d'usage d'un indicateur qui sert de critère de validation ("validation d'usage"). Mais l'usage peut aussi être imposé par une simple décision administrative, basée sur des considérations autres que scientifiques.

- Au final, malgré la demande forte et légitime de développement d'indicateurs de risques de contamination et d'impacts, simples d'accès, il est nécessaire de rester temporairement circonspect sur l'utilisation des indicateurs existants comme outil d'aide à la décision. La mise en œuvre de vrais programmes de validation des différents indicateurs existants devrait toutefois permettre de dépasser ce stade dans le futur. Par contre, l'utilité des indicateurs comme outil d'aide à la communication, à la prise de conscience et au raisonnement, semble d'ores et déjà indiscutable.

La démarche du CORPEN

Enfin, il paraît utile de rappeler ici la démarche du CORPEN, qui conduit à définir des indicateurs, mais dont la signification est différente de celle des précédents. Cette démarche, qui s'applique aux trois échelles de l'exploitation, du bassin versant et de la région, procède en trois étapes : i) la réalisation d'un diagnostic des causes de la contamination ; ii) l'établissement d'un plan d'actions correctives ; iii) la sélection d'indicateurs permettant le suivi de ces actions et de leurs effets. Cette dernière fonction est différente de celle des indicateurs décrits dans le paragraphe précédent, destinés à exprimer synthétiquement le diagnostic d'un risque de contamination ou d'impact. Les indicateurs qui enregistrent la mise en œuvre effective des actions correctives peuvent être considérés comme des "indicateurs précoces".

3.6.3. Actions de correction et réduction des transferts : possibilités et limites

Une première action corrective est la diminution des utilisations des produits phytosanitaires. Elle est en principe toujours positive au plan environnemental. Elle ne produit toutefois pas nécessairement une réduction proportionnelle de la contamination des milieux et des impacts, car il

n'y a pas de liaison simple (linéaire par exemple) entre les quantités de pesticides épandues et les niveaux de contamination résultants. Il faut aussi insister sur le fait que la réduction des utilisations ne doit pas être confondue avec la substitution de molécules, qui peut produire une diminution nette des masses de produits utilisés du seul fait d'un ratio efficacité/quantité de produit des nouvelles molécules bien supérieur à celui des anciennes. La notion de diminution des utilisations n'a ainsi de sens au point de vue environnemental que si l'impact écotoxicologique des produits utilisés après diminution est équivalent ou inférieur à celui des produits employés précédemment.

A côté de la diminution directe des utilisations, d'autres actions sont possibles. Leurs effets bénéfiques et leurs limites ont été analysés de manière approfondie dans ce chapitre (section 5). On peut en rappeler les principales catégories :

La substitution de molécules pour réduire, en fonction des conditions locales, les risques de dispersion dans l'environnement et les impacts écotoxicologiques ;

L'amélioration des techniques d'épandage afin de mieux cibler les organismes visés par les traitements phytosanitaires. Une marge de progrès importante par rapport aux pratiques en cours apparaît possible, mais elle nécessite un investissement significatif en ce qui concerne le matériel et la formation ;

La sélection de pratiques culturales et de systèmes de culture permettant de limiter les processus de dispersion. Là aussi, par rapport à l'état actuel des pratiques, des progrès importants peuvent être attendus. Dans un certain nombre de cas, les modifications préconisées conduiront également à une diminution des utilisations ;

La gestion orientée des éléments du paysage (zones tampons enherbées ou boisées, zones humides, haies, fossés...) pour limiter le transfert à l'échelle du bassin versant et favoriser la dégradation et la rétention des molécules à proximité des lieux d'épandage.

L'application de mesures correctives doit prendre en compte certaines difficultés liées à la complexité des processus de dispersion et de leurs interactions :

Les mesures doivent être raisonnées en fonction des conditions locales. L'absence de modèles génériques de comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement ne permet pas à l'heure actuelle de définir des solutions universelles ;

Il est nécessaire d'envisager l'ensemble des voies de dispersion potentielle. En effet, la conséquence d'une action peut varier suivant le compartiment environnemental considéré, c'est-à-dire être bénéfique pour l'un et négatif pour un autre. Bien souvent on peut se retrouver dans la situation de "déshabiller Pierre pour habiller Paul". La notion de bilan environnemental est ainsi à prendre en compte absolument avant la mise en œuvre de toute mesure ;

Il est également nécessaire d'envisager l'implication d'une action non seulement au plan environnemental, mais aussi au plan du système de culture. C'est ainsi qu'un changement de pratique d'entretien du sol, limitant le ruissellement des herbicides peut avoir des effets collatéraux négatifs sur la culture concernée ou les cultures suivantes ;

La plupart des mesures correctives préconisées présentent un coût significatif pour celui qui a la charge de les mettre en œuvre. Il est essentiel que ce coût soit évalué et considéré. Les éléments nécessaires à cette évaluation sont imparfaitement connus et les méthodologies d'évaluation disponibles sont actuellement très restreintes, voire inexistantes.

Les mesures correctives visant à limiter la dispersion des produits hors de la parcelle peuvent avoir une efficacité significative sur la contamination des différents compartiments de l'environnement. Leur mise en application généralisée, mais raisonnée sur la base de bilans environnementaux menés en fonction des conditions locales, peut donc être recommandée. Il est néanmoins nécessaire de souligner que les mesures correctives portent bien leur nom, à savoir qu'elles peuvent corriger, c'est-à-dire limiter les phénomènes de contamination de l'environnement par les produits phytosanitaires, mais hormis dans quelques cas très particuliers, **les mesures correctives évoquées ne sont pas à même, à elles seules, de supprimer les contaminations, et donc les impacts.** La réduction des utilisations doit nécessairement être envisagée à cet effet, tout en gardant présentes à l'esprit les incertitudes évoquées précédemment, notamment en terme de temps de réponse des systèmes.

Chapitre 3

Références bibliographiques

Table des matières

3.1 - Contamination des milieux et impacts : état des observations disponibles.....	2
3.1.1 - Contamination des eaux (douces de surface et souterraines, côtières)	2
3.1.2 - Contamination de l'air	3
3.1.3 - Contamination des sols	4
3.1.4 - Impacts sur les organismes vivants.....	5
3.2 - Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement : Facteurs majeurs	5
3.2.1 - Devenir et transfert à l'échelle parcellaire	5
3.2.1.1 - Distribution entre compartiments à l'épandage	5
3.2.1.2 - Rétention-dégradation dans les compartiments	6
3.2.1.3 - Lessivage foliaire	9
3.2.1.4 - Volatilisation.....	9
3.2.1.5 - Transport par ruissellement et percolation	11
3.2.2 - Devenir et transfert aux échelles supra-parcellaires	11
3.2.2.1 - Dispersion atmosphérique (dérive, érosion) et dépôts	11
3.2.2.2 - Transferts hydrologiques (nappe, ruissellement, aquifère)	12
3.3 - Impacts des pesticides sur les écosystèmes	14
3.3.2 - Les écosystèmes terrestres.....	14
3.3.3 - Les écosystèmes aquatiques	19
3.4 - Méthodes de diagnostic des contaminations et des impacts	30
3.4.1 - L'évaluation du risque environnemental dans le cadre des autorisations de mise sur le marché	30
3.4.2 - Observations-réseaux de surveillance	31
3.4.3 - Modélisation des contaminations environnementales et des impacts.....	47
3.4.4 - Indicateurs de contamination et d'impacts	52
3.4.5 - Le diagnostic et les indicateurs du CORPEN	54
3.5 - Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts	54
3.5.1 - Au niveau des techniques d'épandage.....	54
3.5.1.1 - Caractéristiques et formulation des matières actives	54
3.5.1.2 - Desherbage localisé	54
3.5.2 - Choix de pratiques culturales et SDC.....	55
3.5.2.1 - Dates d'épandage en fonction de l'état du milieu.....	55
3.5.2.2 - Travail du sol et techniques associées en cultures annuelles.....	55
3.5.2.3 - Travail du sol et techniques associées en cultures pérennes	57
3.5.2.4 - Stratégies de substitution	57
3.5.3 - Action à l'échelle du paysage	57
3.5.3.1 - Bandes enherbées et boisées	57
3.5.3.2 - Haies.....	58
3.5.3.3 - Fossés	59
3.5.3.4 - Drainage enterré.....	59
3.5.3.5 - Zones humides	59
3.5.3.6 - Gestion bords de champ et zones non traitées (ZNT).....	60
3.5.3.7 - Répartition spatiale des cultures	60

3.1 - Contamination des milieux et impacts : état des observations disponibles

3.1.1 - Contamination des eaux (douces de surface et souterraines, côtières)

- Agences de l'Eau (2000). Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau : SEQ EAU, principes généraux. Etudes des Agences de l'Eau n°64.
- Bailey H., Deanovic L., Reyes E., Kimball T., Larson K., Cortwright K., Conner V. & Hinton D. (1999). Diazinon and chlorpyrifos in urban waterways in Northern California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 82-87
- Battaglin W.A., Thurman E.M., Kalkhoff S.J. & Porter S.D. (2003). Herbicides and transformation products in surface waters of the midwestern United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 39, 743-756
- Bester K. & Hühnerfuss H. (1993). Triazines in the Baltic and North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 26, 423-427
- Bester K. & Hühnerfuss H. (1996). Triazine herbicide concentrations in the German Wadden Sea. *Chemosphere*, 32, 1919-1928
- Blanchoud H., Garban B., Ollivon D. & Chevreuil M. (2002). Herbicides and nitrogen in precipitation: progression from west to east and contribution to the Marne river (France). *Chemosphere*, 47, 1025-1031
- Blanchoud H., Farrugia F. & Mouchel J.M. (2004). Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55, 905-913
- Bocquené G., Franco A., Akcha F., Grosjean Ph., Coat S. & Godard E. (2002). Bilan ponctuel de la présence et des effets des pesticides en milieu littoral martiniquais. IFREMER
- BRGM (2000). Guide méthodologique : gestion des sites potentiellement pollués, Version 2. BRGM Editions, Orléans.
- Bücheli T.D., Müller S.R., Heberle S. & Schwarzenbach R.P. (1998). Occurrence and behavior of pesticides in rainwater, roof runoff and artificial stormwater infiltration. *Environmental Science and Technology*, 32, 3457-3464
- Burgeot Th. & Galgani F. (1998). Application de l'EROD chez les poissons marins dans un programme pluridisciplinaire de surveillance de la Mer du Nord. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 33-56
- Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection des Eaux contre les Pesticides (CORPEP) (2004). Etude de la contamination des eaux superficielles de Bretagne par les produits phytosanitaires en 2001 et 2002.
- Directive 80/68/EEC du 17 décembre 1979 relative à la qualité requise des eaux destinées à la consommation humaine. Journal Officiel n°L 020, 26.01.1980, p.43
- Directive 75/440/EEC du 16 juin 1975 relative à la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres. Journal Officiel n°L194, 25.07.1975, p.26.
- Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal Officiel n°L327, 22.12.2000, p.1
- Dubus I.G., Hollis J.M. & Brown C.D. (2000). Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*, 110, 331-344
- EEA (2004a). Pesticides in groundwater (WHS1a), Indicator Fact Sheet.
- EEA (2004b). Hazardous substances in rivers (WHS2), Indicator Fact Sheet.
- Gerecke A.C., Schärer M., Singer H.P., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Sägerser M., Ochsenebein U. & Popow G. (2002). Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential. *Chemosphere*, 48, 307-315
- GEUS (2002). Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser. Miljøministeriet, Copenhagen.
- Guicherit R., Bakker D.J., De Voogt P., Van den Berg F., Van Dijk H.F.G. & Van Pul W.A.J. (1999). Environmental risk assessment for pesticides in the atmosphere: the results of an international workshop. *Water Air and Soil Pollution*, 115, 5-19
- Hamilton D.J., Ambrus A., Dieterle R.M., Jeslot A.S., Harris C.A., Holland P.T., Katayama A., Kurihara N., Linders J., Unsworth J. & Wong S.S. (2003). Regulatory limits for pesticide residues in water. *Pure and Applied Chemistry*, 75, 1123-1155
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (1998). Les pesticides dans les eaux – Collecte et traitement des données. Etudes et Travaux n°19, Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2000). Les pesticides dans les eaux. Bilan 1997-1998. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2002). Les pesticides dans les eaux. Bilan annuel 2002. Etudes et Travaux n°36. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2003). Les pesticides dans les eaux. Cinquième bilan annuel. Données 2001. Etudes et Travaux n°37. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2004). Les pesticides dans les eaux. Sixième bilan annuel. Données 2002. Etudes et Travaux n°42. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Jarvie H.P., Neal C. & Tappin A.D. (1997). European land-based pollutant loads to the North Sea: an analysis of the Paris Commission data and review of monitoring strategies. *The Science of the Total Environment*, 194/195, 39-58
- Kolpin D.W., Barbash J.E. & Gilliom R.J. (2000). Pesticides in ground water of the United States, 1992-1996. *Ground Water*, 38, 858-863
- Kreuger J. & Brink N. (1988). Losses of pesticides from agriculture. In : Pesticides: Food and Environmental Implications. IAEA/FAO International Symposium on Changing Perspective in Agrochemicals, 24-27 Nov. 1987. IAEA-SM-297/21, 101-112.

- Marchand M., Tissier C., Tixier C. & Tronczynski J. (2004). Les contaminants chimiques dans la Directive Cadre sur l'Eau. Ifremer, Nantes.
- Morère J.L. et Pujol R., 2003. Dictionnaire raisonné de biologie, éditions Frison Roche, Paris.
- Neumann M., Liess M. & Schulz R. (2003). A qualitative method for monitoring water quality in temporary channels or point sources and its application to pesticide contamination. *Chemosphere*, 51, 509-513
- North Sea Task Force (1993). *North Sea Quality Status report 1993*. Oslo and Paris Commissions. Olsen & Oslen, Fredensborg.
- Pitt R., Clark S. & Field R. (1999). Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water*, 1, 217-236
- Readman J.W., Albanis T.A., Barcelo D., Galassi S., Tronczynski J. & Gabrielides G.P. (1993). Herbicide contamination of Mediterranean estuarine waters: results from a MED POL pilot survey. *Marine Pollution Bulletin*, 26, 613-619
- Revitt D.M., Ellis J.B. & Llewellyn N.R. (2002). Seasonal removal of herbicides in urban runoff. *Urban Water*, 4, 13-19
- Schiff K., Bay S. & Stransky C. (2002). Characterization of stormwater toxicants from an urban watershed to freshwater and marine organisms. *Urban Water*, 4, 215-227
- Schulz R. (2001). Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Water Research*, 35, 1869-1876
- Schulz R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality*, 33, 419-448
- SEQ-Eau (2000). Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau : SEQ EAU, principes généraux. Etudes des Agences de l'Eau n°64.
- Spalding R.F. & Snow D.D. (1989). Stream levels of agrochemicals during a spring discharge event. *Chemosphere*, 19, 1129-1140
- UBA (2001). Umweltsituation in Österreich, Wien.
- Zhou J.L., Fileman T.W., Evans S., Donkin P., Mantoura R.F.C. & Rowland S.J. (1996). Seasonal distribution of dissolved pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Humber Estuary and Humber coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 32, 599-608

3.1.2 - Contamination de l'air

- Asman, W.A.H. et al., 2005. Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemosphere*, 59: 1023-1031.
- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R. and Barriuso, E., 2002. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22: 35-49.
- Blanchoud, H., Garban, B., Ollivon, D. and Chevreuil, M., 2002. Herbicides and nitrogen in precipitation: progression from west to east and contribution to the Marne river (France). *Chemosphere*, 47: 1025-1031.
- Briand, O., 2003. Influence des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles sur les variations spatio-temporelles des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides., Thèse Rennes 1, 297 pp.
- Briand, O., Millet, M., Bertrand, F., Clément, M. and Seux, R., 2002. Assessing atmospheric transfer of pesticides to the atmosphere during and after application. Development of a multiresidue method using adsorption on tenax®/Thermal Desorption-GC/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374: 848-857.
- Brouwer, D.H., De Vreede, J.A.F., Ravensberg, J.C., Engel, R. and van Hemmen, J.J., 1992. Dissipation of aerosols from greenhouse air after application of pesticides using a low-volume technique. Implications for safe re-entry. *Chemosphere*, 24(9): 1157-1169.
- Chevreuil, M., Gargouma, M., Teil, M.J. and Chesterikoff, A., 1996. Occurrence of organochlorines (PCBs, pesticides) and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere and in the fallout from urban and rural stations of the Paris area. *Science of the Total Environment*, 5-182(1-3): 25-37.
- Dubus, I.G., Hollis, J.M. and Brown, C.D., 2000. Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*, 110: 331-344.
- Duyzer, J.H., 2003. Atmospheric deposition of pesticides, PAHs and PCBs in the Netherlands. R2003/255, TNO Environment, Energy and Process Innovation.
- Ferrari, F., Sanusi, A., Millet, M. and Montury, M., 2004. Multiresidue method using SPME for the determination of various pesticides with different volatility in confined atmospheres. *Anal. Bioanal. Chem.*, 379: 476-483.
- Guicherit, R. et al., 1999. Environmental risk assessment for pesticides in the atmosphere; the results of an international workshop. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 5-19.
- Guigon, E., Schott, C., Blanchoud, H., Langellier, F. and Chevreuil, M., 2005. Transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle (Reims): expérimentations et modélisation., 35ième Congrès du Groupe Français des Pesticides, Marne la Vallée (77), 6p.
- Majewski, M.S. and Capel, P.D., 1995. Pesticides in the atmosphere. Distribution, trends, and governing factors. Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, Michigan, 214 pp.
- Millet, M., 1994. Etude de la composition chimique des brouillards et analyse des pesticides dans les phases liquide, gazeuse et particulaire de l'atmosphère. Thèse de Doctorat, Physico-chimie de l'Atmosphère Thesis, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Millet, M., Wortham, H., Sanusi, A. and Mirabel, P., 1997. Atmospheric Contamination by Pesticides : Determination in the Liquid, Gaseous and Particulate Phases. *Environmental Science and Pollution Research*, 4(3): 172-180.
- Rousseau, P., Clément, M., Seux, R. and Briand, O., 2004. Dix ans de mesure des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides en France., XXXIVième Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP)
- Produits phytosanitaires : Concilier efficacité et gestion durable, Dijon, France, 11 p.

- Sanusi, A., 1996. Comportement physico-chimique et transport des pesticides particulaires et gazeux dans l'atmosphère. Thèse de Doctorat, Physico-chimie de l'Atmosphère Thesis, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Sanusi, A., Millet, M., Mirabel, P. and Wortham, H., 2000. Comparison of atmospheric pesticide concentrations measured at three sampling sites: local, regional and long-range transport. *The Science of the Total Environment*, 263: 263-277.
- Scheyer, A., Graeff, C., Morville, S., Mirabel, P. and Millet, M., 2005. Analysis of some organochlorine pesticides in an urban atmosphere (Strasbourg, east of France). *Chemosphere*, 58: 1517-1524.
- Siebers, J. and Mattusch, P., 1996. Determination of airborne residues in greenhouses after application of pesticides. *Chemosphere*, 33(8): 1597-1607.
- Teil, M.J., Blanchard, M. and Chevreuil, M., 2004. Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere*, 55: 501-514.
- Trevisan, M. et al., 1993. Pesticides in rainfall and air in Italy. *Environmental Pollution*(80): 31-39.
- Tuduri, L., Harner, T., Waite, D. and Montury, M., 2005. Stratégies alternatives pour l'échantillonnage des pesticides dans l'air: SPME et Disques de polyuréthanes., 35ième Congrès du Groupe Français des Pesticides, Marne la Vallée (77), 5p.
- Vallet, F., 2005. Mesure des pesticides dans l'air de serres horticoles, impact d'un traitement à l'endosulfan., AASQA Atmo Poitou-Charentes.
- van Straalen, N.M. and van Gestel, C.A.M., 1999. Ecotoxicological risk assessment of pesticides subject to long-range transport. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 71-81.

3.1.3 - Contamination des sols

- Barracough D., Kearney T. & Croxford A. (2005). Bound residues: environmental solution or future problem? *Environmental Pollution*, 133, 89-90
- Brun L.A., Le Corff J. & Maillet J. (2003). Effects of elevated soil copper on phenology, growth and reproduction of five ruderal plant species. *Environmental Pollution*, 122, 361-368
- Brun L.A., Maillet J., Hinsinger P. & Pépin M. (2001). Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 111, 293-302
- Brun L.A., Maillet J., Richarte J., Herrmann P. & Rémy J.-C. (1998). Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102, 151-161
- Calderbank A. (1989). The occurrence and significance of bound pesticide residues in soil. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 108, 71-103
- CEC (2002). Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- COM(2002) 179 final, Brussels 16.4.2002.
- Chaignon V., Sanchez-Neira I., Herrmann P., Jaillard B. & Hinsinger P. (2003). Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution*, 123, 229-238
- Delas J. (1963). La toxicité du cuivre accumulé dans les sols. *Agrochimica*, 7, 258-288
- Deluisa A., Giandon P., Aichner M., Bortolami P., Bruna L., Lupetti A., Nardelli F. & Stringari G. (1996). Copper pollution in Italian vineyard soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27, 1537-1548
- Drouineau G. & Mazoyer R. (1962). Contribution à l'étude de la toxicité du cuivre dans les sols. *Annales d'Agronomie*, 13, 31-53
- EEA (2003). Review of existing national soil monitoring systems – an update. Report of the European Topic centre on Terrestrial Environments, Copenhagen.
- Flemming C.A. & Trevors J.T. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 44, 143-158
- Flores-Velez L.M., Ducaroir J., Jaunet A.M. & Robert M. (1996). Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *European Journal of Soil Science*, 47, 523-532
- Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. & Kucharski R. (2002). Behavior of persistent organic pollutants in the air-plant-soil system. *Water Air and Soil Pollution*, 37, 179-191
- Mast M.A., Campbell D.H., Ingersoll G.P., Foreman W.T. & Krabbenhoft D.P. (2003). Atmospheric deposition of nutrients, pesticides, and mercury in Rocky Mountain National Park, Colorado, 2002. US Department of the Interior, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 03-4241.
- Qian J., Shan X.Q., Wang Z.J. & Tu Q. (1996). Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. *The Science of the Total Environment*, 187, 131-141
- Reid B.J., Jones K.C. & Semple K.T. (2000). Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments: a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, 108, 103-112
- Ribolzi O., Valles V., Gomez L. & Voltz M. (2002). Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. *Environmental Pollution*, 117, 261-271

3.1.4 - Impacts sur les organismes vivants

- Barnett E.A., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2000). *Pesticide Poisoning of Animals 1999. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, UK.
- Barnett E.A., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2002a). *Pesticide Poisoning of Animals 2000. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, UK.
- Barnett E.A., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2002b). *Pesticide Poisoning of Animals 2001. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, UK.
- Barnett E.A., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2003). *Pesticide Poisoning of Animals 2002. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, UK.
- Barnett E.A., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2004). *Pesticide Poisoning of Animals 2003. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, UK
- Berny P. (2003a). Analyses toxicologiques réalisées sur la faune sauvage au premier semestre 1999. In : *Site de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage*. http://www.oncfs.gouv.fr/evnets/point_faune/suivi-sanitaire/toxicologiques1999.php
- Berny P. (2003b). Analyses toxicologiques effectuées sur la faune sauvage en 2000. In : *Site de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage*. http://www.oncfs.gouv.fr/evnets/point_faune/suivi-sanitaire/toxicologiques.php
- Berny P. (2004). Rapport annuel d'activité (du 01-01-2003 au 31-12-2003). Convention ENV Lyon-ONCFS 2002/85, 73 p.
- Berny P.J., Buronfosse T., Buronfosse F., Lamarque F. & Lorgue G. (1997). Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere*, 35, 1817-1829
- de Snoo G.R., Scheiddegger N.M.I. & de Jong F.M.W. (1999). Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pesticide Science*, 55, 47-54
- Fletcher M.R., Hunter K., Barnett E.A. & Sharp E.A. (1999). *Pesticide Poisoning of Animals 1998. Investigations of Suspected Incidents in the United Kingdom*. A Report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, UK
- Hunter K., Sharp E.A. & Melton L.M. (2003). Pesticide poisoning of animals 2003: a report of investigations in Scotland. Scottish Agricultural Science Agency, 26 p.
- Lewis G. (2003). Minutes of the 8th International Symposium of the ICP-BR Bee protection group. *Bulletin of Insectology*, 56, 7-23
- Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelke M. & Tarazona J. (2005). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- ONCFS (2003). L'Unité de Suivi Sanitaire de la Faune. In : *Site de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage* <http://www.oncfs.gouv.fr/recherch/ussf.php>
- Oomen P.A. (1999). Honey bee poisoning incidents over the last ten years as reported by bee keepers in the Netherlands. In INRA (ed) *Hazard of Pesticides to Bees*, Avignon (France), September 07-09, 1999. pp 129-135
- Terrier M.E., Hars J., Barrat J., Berny P. & Gaillet J.R. (2004). Réseau SAGIR, Bilans annuels 2002 et 2003. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Paris.

3.2 - Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement : Facteurs majeurs

3.2.1 - Devenir et transfert à l'échelle parcellaire

3.2.1.1 - Distribution entre compartiments à l'épandage

- Ben L., Vallet A., Bonicelli B. (2004). "Atomisation of agricultural sprays: influence of some liquid properties." *Illas 2004*: 6.
- Bending L. (1999). Crop Protection Nozzles and Spray Drift Overview and New Developments. ILASS-Europe'99, Toulouse, France.
- Butler Ellis M., Tuck, C.R., Miller, P.C.H. (2001). How surface tension of surfactant solutions influences the characteristics of spray produced by hydraulic nozzles used for pesticide application. *Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 180: 267-276.
- Butler-Ellis M. C., Swan T., Miller P.C.H., Waddelow S., Bradley A., Tuck C.R. (2002). "Design Factors affecting Spray Characteristics and Drift Performance of Air Induction Nozzles." *Biosystems Engineering* 82(3): 289-296.

- Combella J. H., Western N.M. and Richardson R.G. (1995). "A comparison of the drift potential of a novel twin fluid nozzle with conventional low volume flat fan nozzles when using a range of adjuvants." Crop protection 15(2): 147-152.
- Da Silva A., Sinfort C., Bonicelli B., Huberson S. (2001). Spray penetration within canopies at different vegetative stages. Aspects of Applied Biology. 66: 1-8
- Ganzeilmeir H., Schmidt K. (2003). "A German approach on how to measure spray distribution in orchards/vineyards." Sprayfruit Cuneo Proceedings: 331-346.
- Gaskin R., Manktelow DW, Elliot CS (2002). "New adjuvant technology for pesticide use on wine grapes." 55th Conf Proceedings of the New Zealand Plant Protection Society Incorporated: 1-6.
- Gilbert A. (1999). "Regulatory Risk Assessment of Pesticide Residues in Air." Water Air Soil Pollution 115(1): 183-194.
- ISO (2003). "Projet norme Dérive ISO 22866: Equipment for crop protection — Methods for the field measurement of spray drift." Normes ISO: 21 pages.
- Jensen P. K. S., Niels Henrik (2003). "Deposition of Pesticides on the Soil Surface." Danish Environmental Protection Agency Research no. 65: 59 pages.
- Knewitz H. (2002). "Drift reducing spray application in orchards and biological efficacy of pesticides." Aspects of Applied Biology 66: 231 - 236.
- Lardoux Y., Sinfort, C., Enfält, P., Bonicelli, B., Sevilla, F., (1998). Ground spray coverage study under a field sprayer boom,. *The 1998 Brighton Conference Pests and Diseases*.
- LERAP (2001). "Horizontal boom sprayers." LERAP Guide: 12.
- LERAP (2002). "Broadcast air-assisted sprayer." LERAP Guide: 11.
- Miller P. C. H. (2002). "Directions and trends in research into pesticide application technology. The view of a research scientist." II Simposio internacional de tecnologia de aplicacao de agrotóxicas ; eficiencia, economia e preservacao da saude humana e do ambiente, 7 pages.
- Miller P. C. H. (2003). "Patch spraying: future role of electronics in limiting pesticide use." Pest Management Science 59: 566-574.
- Miller P. C. H., Butler Ellis, M.C., (2000). "Effects of formulation on spray nozzle performance for applications from ground-based boom sprayers,." Crop protection, Vol. 19: pp. 609-615.
- Praat J.P., Manktelow D., Suckling D.M., Maber J. (1996). "Can application technology help to manage pesticide resistance.?" 49th N.Z. Plant Protection Conf.: 177-182.
- Rautmann R. (2004). "Testing and listing of drift reducing sprayers in Germany." BBA Research Paper: 8 pages.
- Spray Drift Task Force (1997 (1)). "A summary of airblast application studies." 12 pages.
- Spray Drift Task Force (1997 (2)). "A summary of aerial application studies." 8 pages.
- Spray Drift Task Force (1997 (3)). "A summary of ground application studies." 6 pages.
- Van Den Berg F., Kubiak R., Benjey W.G., Majewski M.S., Yates S.R., Reeves G.L., Smelt J.H., Van der Linden A.M.A (1999). "Emission of the pesticides into the air." Water Air and Soil Pollution 115: 195-218.

3.2.1.2 - Ré-tention-dégradation dans les compartiments

- AGRITOX. 2004. "Base de données sur les produits phytosanitaires."
- Alexander RR, Alexander M, 2000. Bioavailability of genotoxic compounds in soils. Environ. Sci. Technol., 34 : 1589-1593 APR 15 2000
- Alexander, M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. Science 211 :132-138.
- Alexander, M. 2000. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. Environmental Science & Technology, 34 : 4259-4265
- Amy P.S., Schulke J.W., Frazier L.M. et Seidler R.J., 1985. Characterization of aquatic bacteria and cloning of genes specifying partial degradation of 2,4- dichlorophenoxyacetic acid. Appl. Environ. Microbiol., 49 : 1237-1245.
- Audus L.J., 1964. Herbicide behavior in the soil : II. Interactions with soil microorganisms. In : The physiology and biochemistry of herbicides, 163-206, Audus L.J. (ed.) Academic Press, New York.
- Baer, U., R. Calvet. 1999. Fate of soil applied herbicides: experimental data and prediction of dissipation kinetics. Journal of Environmental Quality 28:1765-1777.
- Barriuso E., Calvet R. 1992. Soil Type and Herbicide Adsorption. Intern. J. Environ. Anal. Chem., no. 46:117-128.
- Barriuso E., Koskinen W., Sorenson B. (1992). Modification of atrazine desorption during field incubation experiments. Sci. Total Environ., 123/124, 333-344.
- Barriuso E., Feller Ch., Calvet R., Cerri C. (1992). Sorption of atrazine, terbutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols. Geoderma, 53, 155-167.
- Barriuso E., Gaillardon P., Schiavon M. (1994). Biodisponibilité des pesticides dans le sol. XXIV Congrès Groupe Français des Pesticides, Bordeaux.
- Barriuso, E., S. Houot. 1996. Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. Soil Biol.Biochem. 28(10/11), no. 1341-1348.

- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. et Soulas G. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols : Transformations et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3-4, 279-296
- Barriuso E., Koskinen W.C., Sadowsky M.J. - 2004 - Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52, 6552-6556.
- Barriuso E., Benoit p., Charnay M.P., Coquet Y., Louchart X., Schiavon M., Arousseau p. - 2005 - Pollutions organiques diffuses : mobilité et persistance des polluants organiques dans les sols. In: "Sols et Environnement", Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L. (eds.), Dunod, Paris, chap. 18. <http://www.dunod.com/documents/45520/chapitre18.zip> ou <http://www.inra.fr/Internet/Hebergement/afes/>
- Barriuso E., Benoit p., Dignac M.F. - 2005 - Rôle des résidus liés dans le devenir des produits xénobiotiques. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture*, séance du 24/11/2004.
- Baum, E. J. 1998. *Chemical Properties Estimation-theory and application*. Edited by . Boca Raton, Boston, London, New York, Washington, D.C.: Lewis Publishers .
- Beigel C., Charnay M.P., Barriuso E. - 1999 - Degradation of formulated and unformulated triticonazole fungicide in soil: effect of application rate. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 4, 525-534.
- Benoit P., Barriuso E. (1997). Fate of 14C-ring-labeled 2,4-D, 2,4-dichlorophenol and 4-chlorophenol during straw composting. *Biology Fertility of Soils*, 25, 53-59.
- Benoit, P., E. Barriuso, S. Houot, and R. Calvet. 1996. Influence of the nature of soil organic matter on the sorption-desorption of 4-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol and the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). *European Journal of Soil Science* 47:567-578.
- Bhat M. A., Tsuda M., Horiike K., Nozaki M., Vaidyanathan C.S., Nakazawa T., 1994. Identification and characterization of a new plasmid carrying genes for degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetate from *Pseudomonas cepacia* CSV90. *Applied and Environmental Microbiology* 60 : 307-312.
- Boesten J.J.T.I., van der Pas L.J.T. et Smelt J.H., 1989. Field test of a mathematical model for non-equilibrium transport of pesticides in soil. *Pesticide Science*, 25 : 187-203.
- Bollag, J. M. and S. Y. Liu. 1990. Biological transformation processes of pesticides. In *Pesticides in the soil environment : processes, impacts, and modeling*, edited by Cheng, H. H. (Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America).
- Brigg G.G. 1981. Theoretical and Experimental Relationships between Soil adsorption, Octanol-Water Partition Coefficients, Water Solubilities, Bioconcentration Factors, and the Parachor. *J. Agric. Food Chem.*, no. 29:1050-1059.
- Calderbank, A. 1989. The occurrence and significance of bound pesticide residues in soil. *Review of Environmental and Contamination Technology* 108:69-103.
- Calvet, R., M. Tercé, and J. C. Arvieu. 1980. Mise au point bibliographique-Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants-IV. Conséquences des phénomènes d'adsorption. *Annales Agronomiques* 31, no. 4:385-411.
- Calvet R., Barriuso E., Bedos C., Benoit p., Charnay M.P., Coquet Y. - 2005 - Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, Paris, 637 p.
- Charnay MP. 2003. Respirimètres clos : étude de la biodégradation des pesticides. In : Dispositifs pour l'étude du comportement des pesticides dans l'environnement. Barriuso E. (ed.) INRA Département Environnement et Agronomie, Réseau Pesticides, 100 p.
- Chaudray G.R. et Huang G.H. 1988. Isolation and characterization of a new plasmid from a *Flavobacterium* sp. which carries the genes for degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. *J. Bacteriol.*, 170 : 3897-3902.
- Coquet, Y. and E. Barriuso. 2002. Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie* 22:389-398.
- Cox, L., Koskinen, W.C. & Yen, P.Y. 1998. Changes in sorption of imidacloprid with incubation time. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 342-347.
- Dec J., Bollag J.-M. 1988. Microbial release and degradation of catechol and chlorophenols bound to synthetic humic acid. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 1366-1371.
- Dec J., Shuttleworth K. L., Bollag J.-M. 1990. Microbial release of 2,4-dichlorophenol bound to humic acid or incorporated during humification. *J. Environ. Qual.*, 19, 546-551.
- Felsot A. S. et Shelton D. R., 1993. Enhanced biodegradation of soil pesticides: interactions between physicochemical processes and microbial ecology. In : *Sorption and degradation of pesticides and organic chemicals in soil. Proceedings of a symposium*, Denver, Colorado, 30 Oct. 1991. 227-251.
- FOCUS. Work Group on degradation kinetics. Guidance document on deriving degradation kinetics from environmental fate studies in EU registration. 2004. EC Document .
- Fournier, J. C. 1996. Accelerated biodegradation of pesticides. *Pesticides, soil microbiology and soil quality*, at Bruxelles, Belgique.
- Fuhremann T.W., Lichtenstein E.P., 1978. Realease of soil-bound methyl 14C parathion residues and their uptake by earthworms and oat plants. *J. Agri. Food Chem.*, 26, 605-609.
- Gaillardon P. 1996 Influence of soil moisture on long-term sorption of diuron and isoproturon by soil. *Pesticide Science* 47 : 347-354
- Gaillardon, P., J. C. Gaudry, and R. Calvet. 1983. Effet des matières organiques ajoutées au sol sur l'adsorption des herbicides. Influence de la composition des matières organiques. *Weed Research* 23:333-338.
- Gerstl, Z. 1990. Estimation of Organic Chemical Sorption by Soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, no. 6:357-375.

- Gevaio B, Jones K, Semple K, Craven A., Burauel P., 2003. Nonextractable pesticide residues in soil. *Environ. Sci. Technol.*, 37 : 138A-144A.
- Gevaio B., Mordaunt C., Semple K.T., Pearce T.G., Jones K.C. 2001. Bioavailability of nonextractable (bound) residues to earthworms. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 501-507.
- Gramatica, P., M. Corradi, and V. Consonni. 2000. Modelling and prediction of soil sorption coefficient of non-ionic organic pesticides by molecular descriptors. *Chemosphere* 41, no. 5:763-777.
- Green, R. E. and S. W. Karickhoff. Estimating Pesticide Sorption Coefficient for Soils and Sediments. 1990. Washington DC, USDA Agriculture Research Service. ARS 80. of pesticide degradation on sorption: nonequilibrium model and application to soil reactor. *Journal of Contaminant*
- Hamaker, J. W. and J. M. Thomson. 1972. Adsorption. In : *Organic chemicals in the soil environment-vol 1*, edited by Goring, C. A. J. and J. W. Hamaker (New York: Marcel Dekker).
- Hassett, J. J., W. L. Banwart, S. G. Wood, and J. C. Means. 1981. Sorption of a-naphtol: implication concerning the limit of hydrophobic sorption. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 45, no. 1:38-42.
- Horwat, R. S. 1972. Microbial co-metabolism and the degradation of organic compounds in nature. *Bacteriological Reviews* 36, no. 2:146-155.
- Houot, S.; Topp, E.; Yassir, A.; Soulas, G. 2000. Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in French and Canadian soils. *Soil Biology & Biochemistry* 32 : 615-625.
- Hu Q., X. Wang, and M. L. Brusseau. 1995. Quantitative structure-activity relationships for evaluating the influence of sorbate structure on sorption of organic compounds by soil. *Environ. Technol. Chem.* 14, no. 7:1133-1140.
- Khan S.U., Ivarson K.C. 1982. Release of soil bound (non extractable) residues by various physiological groups of microorganisms. *J. Environ. Sci. Health* , B17, 737-749.
- Koiv V., Marits R., Heinaru A. 1996. Sequence analysis of the 2,4-dichlorophenol hydroxylase gene *tfdB* and 3,5-dichlorocatechol 1,2 dioxxygenase gene *tfdC* of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid degrading plasmid pEST4011. *Gene*, 174 : 293-297.
- Koskinen, W.C., Cox, L. & Yen, P.Y. 2001. Changes in sorption/bioavailability of imidacloprid metabolites in soil with incubation time. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 546-550.
- Larson, R. A. and E. J. Weber. 1994. Reaction mechanisms in environmental organic chemistry. Edited by . London, Tokyo: Lewis Publishers.
- Lehmann, R.G., Miller, J.R. & Laskowski, D.A. 1990. Fate of fluroxypyr: II. Desorption as a function of incubation time. *Weed Research*, 30, 383-388.
- Loiseau L., Barriuso E. 2002. Characterization of the atrazine's bound (nonextractable) residues using fractionation techniques for soil organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 683-689.
- Pesticide Manual. 1995. Pesticide Manual, 10th. Ed. Edited by . London: Crop Protection Publication, British Crop Protection Council, The Royal Society of Chemistry, London.
- Roberts, T. R., D. H. Hutson, P. W. Lee, P. H. Nicholls, and J. R. Plimmer. 1998. Metabolic pathways of agrochemical. Part1 : herbicides and plant growth regulators; Part2 : Insecticides and fungicides. Edited by . London: The Royal Society of Chemistry.
- Scheunert, I. 1992. Transformation and degradation of pesticides in soil. In *Chemistry of plant protection*, edited by Ebing, W. Vol. 8, (Berlin: Springer-Verlag).
- Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschend, and D. M. Imboden. 2003. Environmental organic chemistry. Edited by . New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons.
- Soulas G., 1993. Evidence for the existence of different physiological groups in the microbial community responsible for 2,4-D mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 443-449.
- Tunkel, J., P. H. Howard, R. S. Boethling, W. Stiteler, and H. Loonen. 2000. Predicting ready biodegradability in the japenese ministry of international trade and industry test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, no. 10:2478-2485.
- USDA. 2004. "Pesticide Properties Database." .
- Waid J.S. 1972. The possible importance of transfer factors in the bacterial degradation of herbicides in natural ecosystems. *Residues Rev.*, 44 : 65-71.
- Walker, A. and EWRS Soil Herbicide Working Group 1983. Collaborative experiment on simazine persistence in soil, *Weed Research* 23: 373-383.
- Walker A., Zimdahl R.L. 1981. Simulation of the persistence of atrazine, linuron, and metolachlor in soil at different sites in the USA, *Weed Research* 21: 255-265.
- Weber, J. B., G. G. Wilkerson, and C. F. Reinhardt. 2004. Calculating pesticide sorption coefficient (Kd) using selected soil properties. *Chemosphere* 55, no. 2:157-166.
- Wolfe, N.L., U. Mingelgrin, and G. C. Miller. 1990. Abiotic transformations in water, sediments and soils. In *Pesticides in the soil environment : processes, impacts, and modeling*, edited by Cheng, H. H. (Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America).
- Xing, B., W. B. McGill, and M. J. Dudas. 1994. Cross-correlation of polarity curves to predict partition coefficient of nonionic organic contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 28, no. 11:1929-1933.
- Yee D., Weinberger P., Khan S.U. 1985. Release of soil bound prometryne residues under different soil pH and nitrogen fertilizer regimes. *Weed Sci.*, 33, 882-887.

3.2.1.3 - Lessivage foliaire

- Burchfield H.P., Goenaga A., 1957 - Some factors governing the tenacity of Copper Fungicides sprays. *Contrib. Boyce-Thompson Inst.*, 19, 141.
- Cohen J.M., Pinkerton C., 1986 - Foliar washoff of pesticides by rainfall. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 521-523. Ebeling W., 1963 - Analysis of the basic processes involved in the deposition, degradation, persistence and effectiveness of pesticides. *Residue review*, 3, 35-163.
- Gyldenkaerne, S., Secher B.J.M., Nordbo E., 1999 - Ground deposit of pesticides in relation to the cereal canopy density *Pesticide Science*, 55, 1210-1216.
- Leonard, R.A., 1990 - Movement of pesticides into surface waters. p. 303-350. In H. H. Cheng (ed.)- *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin USA.
- McDowell L.L., Willis G.H., Southwick L.M., Smith S., 1987 - Fenvalerate washoff from cotton plants by rainfall. *Pesticide science*, 21, 83-92.
- McDowell L.L., Willis G.H., Smith S., Southwick L.M., 1985 - Insecticide washoff from cotton plants as a function of time between application and rainfall. *Transactions of the ASAE*, 28, 6, 1896-1900.
- Nigg H.N., Allen J.C., Brooks R.F., Edwards G.J., Thompson N.P., King R.W., Blagg A.H., 1977 - Dislodgeable residues of ethion in Florida citrus and relationships to weather variables. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 6, 257-267.
- Pick F.E., van Dyk L.P., de Beer P.R., 1984 - The effect of simulated rain on deposits of some cotton pesticides. *Pesticide science*, 15, : 616-623
- Reddy K.N., Locke M.A., 1996 - Imazaquin spray retention, foliar washoff and runoff losses under simulated rainfall. *Pesticide science*, 48, : 179-187.
- Smith C.N., Payne W.R., Mulkey L.A., Brenner J.E., Pairish R.S., Smith M.C., 1981 - The persistence and disappearance by washoff and dryfall of methoxychlor from soybean foliage: a preliminary study. *J. Environ. Sci. Health*, B16, 777-794.
- Smith C.N., Carsel R.F., 1984 - Foliar washoff of pesticides (FWOP) model: development and evaluation. *J. Environ. Sci. Health*, 19, 3, 323-342.
- Somers E., Thomas W.D.E., 1956 - Studies on sprays deposits II: the tenacity of copper fungicides on artificial and leaf surfaces. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 7, 655-667.
- Willis G.H., Spencer W.F., McDowell L.L., 1980 - The interception of applied pesticides by foliage and their persistence and washoff potential in CREAMS: a field scale model for Chemicals Runoff and Erosion. *Agricultural Management Systems*. 595-606. Willis G.H., McDowell L.L., Southwick L.M., 1982 - Toxaphene washoff from cotton plants by simulated rainfall. *Transactions of the ASAE*, 25, 642-646.
- Willis G.H., McDowell L.L., Southwick L.M., Smith S., 1985 - Toxaphene, methylparathion and fenvalerate disappearance from cotton foliage in the mid south. *Journal of environmental quality*, 14, 446-450.
- Willis G.H., McDowell L.L., Smith S., Southwick L.M., 1986 - Permethrin washoff from cotton plants by simulated rainfall. *J. Environ. Qual.*, 15, 116-120.
- Willis G.H., McDowell L.L., Smith S., Southwick L.M., 1988 - Rainfall amount and intensity effects on carbaryl washoff from cotton plants. *Transactions of the ASAE*, 31, 86-90.
- Willis G.H., 1992 - Washoff of ultra-low-volume-oil-applied insecticides from cotton plants as a function of time between application and rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 21, 373-377.
- Willis G.H., McDowell L.L., Southwick L.M., 1994 - Permethrin and sulprofos washoff from cotton plants as a function of time between application and initial rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 23, 96-100.
- Willis G.H., McDowell L.L., 1987 - Pesticide persistence on foliage. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 100, 23-73

3.2.1.4 - Volatilisation

- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E. and Gabrielle, G., 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22: 21-33.
- Bedos, C., Cellier, P. and Gabrielle, B., 2005. Modélisation de la volatilisation des pesticides., 35^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides, Marne la Vallée (77), 6p.
- Bedos, C. et al., 2004. Comparaison de méthodes de prélèvement d'air pour la mesure de la volatilisation de pesticides au champ : cas de la trifluraline., XXXIV^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP) Produits phytosanitaires : Concilier efficacité et gestion durable, Dijon, France, 7 p.
- Ben, L., Vallet A., Bonicelli B., 2004. Atomisation of agricultural sprays: influence of some liquid properties. *Illas 2004*: 6.
- Bidleman, T.F., 1999. Exchange of pesticides. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 115-166.
- Briand, O. et al., 2003. Atmospheric concentrations and volatilisation fluxes of two herbicides applied on maize. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12(7): 675-679.

- Butler-Ellis, M., Tuck C.R., Miller P.C.H., 2001. How surface tension of surfactant solutions influences the characteristics of spray produced by hydraulic nozzles used for pesticide application, *Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, pp. 267-276.
- Butler-Ellis, M.C., Swan T., Miller P.C.H., Waddelow S., Bradley A., Tuck C.R., 2002. Design Factors affecting Spray Characteristics and Drift Performance of Air Induction Nozzles. *Biosystems Engineering*, 82(3): 289-296.
- Da Silva, A., Sinfort C., Bonicelli B., Huberson S., 2001. Spray penetration within canopies at different vegetative stages, *Aspects of Applied Biology*, pp. 1-8.
- Da Silva (2003). "Modélisation numérique des dépôts de produits phytosanitaires." Thèse de doctorat en "Energétique et Génie des Procédés" de l'Université de Montpellier 2: 1-157.
- Ganzeilmeir, H., Shmidt K., 2003. A German approach on how to measure spray distribution in orchards/vineyards. *Sprayfruit Cuneo Proceedings*, 331-346.
- Gaskin, R., Manktelow DW, Elliot CS, 2002. New adjuvant technology for pesticide use on wine grapes. 55th Conf Proceedings of the New Zealand Plant Protection Society Incorporated: 1-6.
- Gilbert, A., 1999. Regulatory Risk Assessment of Pesticide Residues in Air. *Water Air and Soil pollution*, 115(1): 183-194.
- ISO, 2003. Projet norme Dérive ISO 22866: Equipment for crop protection — Methods for the field measurement of spray drift. Normes ISO: 21 pages.
- Jensen, P.K.S., Niels Henrik, 2003. Deposition of Pesticides on the Soil Surface. Danish Environmental Protection Agency, Research no. 65: 59 pages.
- Jury, W.A., Spencer, W.F. and Farmer, W.J., 1983. Behavior assesment model for trace organics in soil : I. Model description. *Journal of Environmental Quality*, 12(4): 558-564.
- Lardoux, Y., Sinfort, C., Enfält, P., Bonicelli, B., Sevilla, F., 1998. Ground spray coverage study under a field sprayer boom., *The 1998 Brighton Conference Pests and Diseases*, pp. 2.
- Leistra, M., Smelt, J.H. and van den Berg, F., 2005. Measured and computed volatilisation of the fungicide fenpropimorph from a sugar beet crop. *Pest. Management Science*, 61: 151-158.
- LERAP, 2001. horizontal boom sprayers. LERAP Guide: 12.
- LERAP, 2002. Broadcast air-assisted sprayer. LERAP Guide: 11.
- Liss, P.S. and Slater, P.G., 1974. Flux of gases across the air-sea Interface. *Nature*, 247: 181-184.
- Maguire, R.J., 1991. Kinetics of pesticide volatilization from the surface of water. *J. Agric. Food. Chem.*, 39: 1674-1678.
- Majewski, M.S., 1999. Micrometeorological methods for measuring the post-application volatilization of pesticide. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 83-113.
- Miller, P.C.H., 2002. Directions and trends in research into pesticide application technology. The view of a research scientist. II Simposio internacional de tecnologia de aplicacao de agrototoxicos : eficiencia, economia e preservacao da saude humana e do ambiente. 7 pages.
- Miller, P.C.H., Butler Ellis, M.C., 2000. Effects of formulation on spray nozzle performance for applications from ground-based boom sprayers., *Crop protection*, Vol. 19: pp. 609-615.
- Pattey, E. et al., 1995. Herbicides volatilization measured by the relaxed eddy-accumulation technique using two trapping media. *Agricultural and Forest Meteorology*, 76(3-4): 201-220.
- Praat J.P., Manktelow D. , Suckling D.M., Maber J., 1996. Can application r=technology help to manage pesticide resistance? 49th N.Z. Plant Protection Conf.: 177-182.
- Rautmann, R., 2004. Testing and listing of drift reducing sprayers in Germany. BBA Research Paper: 8 pages.
- Sanders, P.F. and Seiber, J.N., 1983. A chamber for measuring volatilization of pesticides from soil and water disposal systems. *Chemosphere*, 12(7/8): 999-1012.
- Scholtz, M.T., Voldner, E., McMillan, A.C. and Van Heyst, B.J., 2002. A pesticide emission model (PEM) Part I: model development. *Atmospheric Environment*, 36: 5005-5013.
- Spray Drift Task Force, 1997 (1). A summary of airblast application studies. 12 pages.
- Spray Drift Task Force, 1997 (2). A summary of aerial application studies. 8 pages.
- Spray Drift Task Force, 1997 (3). A summary of ground application studies. 6 pages.
- Sullivan, D.A., Holdsworth, M.T. and Hlinka, D.J., 2004. Control of off-gassing rates of methyl isothiocyanate from the application of metam-sodium by chemigation and shank injection. *Atmospheric Environment*, 38(16): 2457-2470.
- Taylor, A.W. and Spencer, W.F., 1990. Volatilization and Vapor Transport Processes, Pesticides in the Soil Environment. *Soil Science Society of America Book Series*, Madison, WI, USA, pp. 213-269.
- Van den Berg, F., 1992. Emission of fumigants from soil and dispersion in air. Thèse Thesis, SC-DLO, Wageningen, Pays-Bas, 224 pp.
- Van Den Berg, F., Kubiak R., Benjey W.G., Majewski M.S., Yates S.R., Reeves G.L., Smelt J.H., Van der Linden A.M.A., 1999. Emission of the pesticides into the air. *Water Air and Soil Pollution*, 115: 195-218.
- Vanclouster, M. et al., 2003. Effective approaches for assessing the predicted environmental concentrations of pesticides : a proposal supporting the harmonised registration of pesticides in Europe APECOP. QLK4-CT-1999-01238.
- Wang, D., Yates, S.R., Ernst, F., Knuteson, J.A. and Brown, j., G.E., 2001. Volatilization of 1,3-dichloropropene under different application methods. *Water Air and Soil Pollution*, 127: 109-123.

- Wienhold, B.J. and Gish, T.J., 1994. Effect of Formulation and Tillage Practice on Volatilization of Atrazine and Alachlor. *Journal of Environmental Quality*, 23: 292-298.
- Woodrow, J.E., Seiber, J.N. and Baker, L.W., 1997. Correlation Techniques for Estimating Pesticide Volatilization Flux and Downwind Concentrations. *Environmental Science and Technology*, 31: 523-529.
- Yates, S.R., Gan, J., Papiernik, S.K., Dungan, R. and Wang, D., 2002. Reducing fumigant emissions after soil application. *Phytopathology*, 92: 1344-1348.

3.2.1.5 - Transport par ruissellement et percolation

- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996, Les pesticides et les polluants organiques des sols, *Etude et Gestion des Sols*, 3, 4, p. 279-296.
- Dorobisz N., 2000, *Transferts des produits phytosanitaires par ruissellement et réseau de drainage : La Jaillièrre 1993-1999*, mémoire de DESS Ressources Naturelles et Environnement, Universités de Nancy et Metz, 37 p.
- Flury M., 1996, Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review, *Journal of Environmental Quality*, 25, p. 25-45.
- Heydel L., Benoit M., Schiavon M., 1999, Reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn (*Zea mays*), *European Journal of Agronomy*, 11, p. 217-225.
- Lennartz B., Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 1997, Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards, *Journal of Environmental Quality*, 26, p.1493-1502.
- Leonard R. A., 1990, Movement of pesticides into surface waters, in *Pesticides in the Soil Environment*, Cheng H.H. (ed.), Madison, p. 303-349.
- Ng H. Y. F., Gaynor J. D., Tan C. S., Drury C. F., 1995, Dissipation and loss of atrazine and metolachlor in surface and subsurface drain water : a case study, *Water Research*, 10, p. 2309-2317.
- Novak S., Portal J.M., Morel J.L., Schiavon M., 1998, Mouvement de produits phytosanitaires dans le sol et dynamique de transfert par l'eau, *Comptes-rendus à l'Académie d'Agriculture*, p. 119-132.
- Schiavon M., Perrin-Ganier C., Portal J. M., 1995, La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine, *Agronomie*, 15, p. 157-170.

3.2.2 - Devenir et transfert aux échelles supra-parcellaires

3.2.2.1 - Dispersion atmosphérique (dérive, érosion) et dépôts

- Asman, W., Jorgensen, A. and Jensen, P.K., 2003. Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies. 87-7972-946, Danish Environmental Protection Agency.
- Asman, W.A., 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment*, 32(3): 415-421.
- Asman, W.A.H. et al., 2001. Pesticides in air and in precipitation and effects on plant communities. 57, Danish Environmental Protection Agency.
- Asman, W.A.H. et al., 2005. Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemosphere*, 59: 1023-1031.
- Atkinson, R. et al., 1999. Transformations of pesticides in the atmosphere : a state of the art. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 219-243.
- Bidleman, T.F., 1999. Exchange of pesticides. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 115-166.
- Birchfield, N.B., 2004. Pesticide spray drift and ecological risk assessment in the U.S. EPA: a comparison between current default spray drift deposition levels and AgDRIFT predictions in screening-level risk assessments. *Aspects of Applied Biology*(No.71(1)).
- Bonicelli, B., M. Voltz, 2004. Influence de la qualité de la Pulvérisation Phytosanitaire et de la pluviométrie sur la teneur en pesticides au sol. *Actes du Séminaire AQUAE 2004*: 21 pages.
- Briand, O., 2003. Influence des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles sur les variations spatio-temporelles des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides., Thèse Rennes 1, 297 pp.
- Craig, I.P., 2004. The GDS model - A rapid computational technique for the calculation of aircraft spray drift buffer distances. *Computers and Electronics in Agriculture*: 235-250.
- De Leeuw, F.A.A.M., Van Pul, W.A.J., Van den Berg, F. and Gilbert, A.J., 2000. The use of atmospheric dispersion models in risk assessment decision support systems for pesticides. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62: 133-145.
- Duyzer, J.H., 2003. Atmospheric deposition of pesticides, PAHs and PCBs in the Netherlands. R2003/255, TNO Environment, Energy and Process Innovation.
- Epple, J., Maguhn, J., Spitzauer, P. and Kettrup, A., 2002. Input of pesticides by atmospheric deposition. *Geoderma*, 105: 327-349.
- EPPO, 2003. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. *Bulletin OEPP/EPPO*, 33: 115-129.

- Fent, G., 2004. Short-range transport and deposition of volatilised pesticides., Aachen, Germany, 206 pp.
- Glotfelty, D.E., Leech, M.M., Jersey, J. and Taylor, A.W., 1989. Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine, simazine, alachlor, and toxaphène. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 37: 546-551.
- Gottesbüren, B. et al., 2003. Deposition of volatilised pesticides on non-target areas. In: E.C. Attilio Amerigo Maria Del Re, Laura Padovani, Marco Trevisan (Editor), XII Symposium on Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, pp. 247-256.
- Guyot, C., Friessleben, R. and Bäcker, G., 2005. Mesure de la dérive de pulvérisation en traitement de la vigne par hélicoptère en Champagne., 35ième Congrès du Groupe Français des Pesticides, Marne la Vallée (77), pp. 11p.
- Hoffman, H., Fent, G. and Kubiak, R., 2003. A new test system for investigation of short-range-non-target deposition of volatilised pesticides. In: E.C. Attilio Amerigo Maria Del Re, Laura Padovani, Marco Trevisan (Editor), XII Symposium on Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, pp. 83-88.
- Holterman, H.J., 2004. Off-target dust deposition for two granule application techniques. Calculations based on the IDEFICS spray drift model. 224, *Agrotechnology & Food Innovations*, Wageningen.
- Holterman, H.J., van de Zande, J.C., Porskamp, H.A.J. and Huijsmans, J.F.M., 1997. Modelling spray drift from boom sprayers. *Computers and electronics in agriculture*, 19: 1-22.
- Larney, F.J., Cessna, A.J. and Bullock, M.S., 1999. Herbicide transport on wind-eroded sediment. *J. Environ. Qual.*, 28: 1412-1421.
- Le Person, A., Feigenbrugel, V., Le Calve, S. and Mellouki, W., 2005. Etude de la réactivité atmosphérique de dichlorvos en chambre de simulation., 35ième Congrès du Groupe Français des Pesticides, Marne la Vallée (77), 4p.
- Loubet, B., Milford, C., Sutton, A.A. and Cellier, P., 2001. Investigation of the interaction between sources and sinks of atmospheric ammonia in an upland landscape using a simplified dispersion-exchange model. *Journal of geophysical research*, 106(D20): 24,183-24,195.
- Panic, I., 2003. Tests de modèle numérique de dispersion et de dépôts secs de polluants atmosphériques : application aux pesticides et définition de scénarios représentatifs, Université Marne la Vallée, DESS Modélisation et Simulation en Sciences de la Matière.
- Ramaprasada, J., Ming-Yi Tsaia, Kai Elgethuna, Vincent R. Hebertb, Allan Felsotb, Michael G. Yosta, RichardA. Fenske, 2004. The Washington aerial spray drift study: assessment of off-target organophosphorus insecticide atmospheric movement by plant surface volatilization. *Atmospheric Environment*, 38: 5703-5713.
- Raupach, M.R., Briggs, P.R., Ahmad, N. and Edge, V.E., 2001a. Endosulfan transport II : Modelling airborne dispersal and deposition by spray and vapour. *Journal of Environmental Quality*, 30(3): 729-740.
- Raupach, M.R. et al., 2001b. Endosulfan transport I : Integrative assessment of airborne and waterborne pathways. *Journal of Environmental Quality*, 30(3): 714-728.
- Scholtz, M.T., Van Heyst, B.J., Cooter, E.J. and Pleim, J., 1998. Estimating hourly emissions of atrazine from agricultural lands for the lake Michigan mass balance study, 8th Annual AWMA and USEPA Emission Inventory Conference : Living in a Global Environment, New Orleans, LA.
- Siebers, J., Binner, R. and Wittich, K.P., 2003. Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere*, 51: 397-407.
- Teske, M.E., Bird S.L., Esterly D.M., Curbishley T.B. , RAY S.L. , Perry S.G., 2001. Agdrift: A model for estimating near-field spray drift from aerial applications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(3): 659-671.
- Vallet, F., 2005. Mesure des pesticides dans l'air de serres horticoles, impact d'un traitement à l'endosulfan., AASQA Atmo Poitou-Charentes.
- van den Berg, F. et al., 1999. Emission of pesticides into the air. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 195-218.
- van Jaarsveld, J.H.A. and van Pul, W.A.J., 1999. Modelling of atmospheric transport and deposition of pesticides. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 167-182.
- van Pul, W.A.J. et al., 1999. Atmospheric transport and deposition of pesticides; an assessment of current knowledge. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115: 245-256.
- Viret, O., Siegfried W, Holliger E, Rausigl U, 2003. Comparison of spray deposits and efficiency against powdery mildew of aerial and ground-based spraying equipment in viticulture. *Crop protection*, 22: 1023-1032.
- Wittich, K.P. and Siebers, J., 2002. Aerial short-range dispersion of volatilized pesticides from an area source. *Int. J. Biometeorol.*, 46: 126-135.

3.2.2.2 - Transferts hydrologiques (nappe, ruissellement, aquifère)

- Ambroise B., 1999, La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles, Ed. a2a-Bucuresti: Editura *H*G*A, Bucarest, 200 p
- Attaway H. H., Camper N. D., Paynter M. J. B., 1982, Anaerobic microbial degradation of diuron by pond sediment, *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 17, p. 96-101.
- Banton O. et Villeneuve J.P., 1989. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides : a comparison between the pesticide DRASTIC index and the PRZM leaching quantities. *J. Contam. Hydrol.*, 4, 285-296.
- Baran N. (1999). Transit de l'isoproturon et de l'atrazine dans un système hydrologique karstique de la craie (Gâtinais, France) : de la station pédologique expérimentale à l'échelle du système. Documents BRGM 284, Editions BRGM, 329 p.

- Baran N., Mouvet C., Negrel P. (2004). Spatial and temporal variations of pesticide concentrations in groundwater in a small catchment. 3rd European Conference on pesticides and related organic micropollutants in the environment, 7-10 oct., Halkidiki, Greece, 109-114.
- Cann, C., 1998. Transfert de polluants vers l'eau. In Agriculture intensive et qualité des eaux. Eds. C. Cheverry, INRA Editions, 233-247p.
- Clement, M., Cann, C., Seux, R., Bordenave, P., 1999. Facteurs de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole breton. In Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Editions Ifremer, 141-156.
- Frank R., Sirons G. J., 1979, Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977, *The Science of the Total Environment*, 12, p. 223-239.
- Frank R., Braun H., van Hove Holdrinet M., Sirons G., Ripley B., 1982. Agricultural and water quality in the Canadian great lakes basin: V Pesticide use in 11 agricultural watersheds and presence in stream water 1975-1977. *J. Environ. Qua*, 11, 497-505.
- Gauss I., Van de Castele K. (2004). Assessing the contamination risk of five pesticides in a phreatic aquifer based on microcosm experiments and transport modelling at Sint-Jansteen (Zeeland, the Netherlands). *Netherlands Journal of Geosciences*, 83, 101-112.
- Gaynor J.D., McTivish D.C., Findlay W.I., 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *Journal of environment quality*, 24, 246-256.
- Guo L., Nordmark C.E., Spurlock F.C., Johnson B.R., Li L., Marshall Lee J., Goh K.S., 2004: Characterizing dependence of pesticide load in surface water on precipitation and pesticide use for the sacramento river watershed. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 3842-3852
- Johnson A., Llewellyn N., Smith J., Van der Gast C., Lilley A., Singer A., Thompson I. (2004). The role of microbial community composition and groundwater chemistry in determining isoproturon degradation potential in UK aquifers. *FEMS Microbiology Ecology*, 49, 71-82.
- Johnson A.C., White C., Bhardwaj C.L., Dixon A. (2003). The ability of indigenous micro-organisms to degrade isoproturon, atrazine and mecoprop within aerobic UK aquifer systems. *Pest Management Science*, 59, 1291-1302.
- Laroche A.M., Gallichand, J., 1995. Analysis of pesticide residues in surface and groundwater of a small watershed. *Trans ASAE*, 38, 1731-1736.
- Larsen L., Jørgensen C., Aamand J., 2001, Potential mineralization of four herbicides in a ground water-fed wetland area, *Journal of Environmental Quality*, 30, p. 24-30.
- Lecomte V., 1999, *Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant*, Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural et des Eaux et Forêts, Paris, 212 p.
- Leu C., Singer H., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., 2004. Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 3835-3841
- Leu C., Singer H., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., 2004. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 3827-3834.
- Louchart X., 1999, Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Étude expérimentale et éléments de modélisation, Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, Montpellier, 270 p.
- Louchart X., Voltz M., Andrieux P., Moussa R., 2001, Herbicides runoff at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*, 30, 982-991.
- Molénat J. et Gascuel-Odoux C., 2001. Role of shallow groundwater in nitrate and herbicides transport in the Kervidy agricultural catchment (Brittany, France). IAHS Publication, 269, 347-351.
- Mouvet C., Albrechtsen H.J., Baran N., Chen T., Clausen L., Dubus I.G. (2004). Integration into effective models of process knowledge gained on the unsaturated and saturated zones : results from the PEGASE project. Proceedings of the COST international workshop : Saturated and unsaturated zone, integration of process knowledge into effective models, Rome, Italy, 5-7 may 2004, p 211-226.
- Müller, K., Bach, M., Hartmann, H., Spiteller, M., Frede, G. 2002. Point- and nonpoint- source pesticide contamination in the Zwester Ohm catchment, Germany. *J. Environ. Qual.*, 31, 309-318.
- Ng, H.Y.F., Clegg S.B., 1997. Atrazine and metolachlor losses in runoff events from an agricultural watershed : the importance of runoff components. *Sci. Total Environ.*, 189/190, 215-228.
- Ng H. Y. F., Gaynor J. D., Tan C. S., Drury C. F., 1995, Dissipation and loss of atrazine and metolachlor in surface and subsurface drain water : a case study, *Water Research*, 10, p. 2309-2317.
- Pang L., Close M., Flintoft M. (2005). Degradation and sorption of atrazine, hexazinone and procymidone in coastal sand aquifer media. *Pest Management Science*, 61, 133-143.
- Raw D.F.K., Halldorson T.H.J. Turner W.N., Woychuk R.N. Zakrevsky J.-G., Muir D.C.G., 1999. A multi-year study of four herbicides in surface water of a small prairie watershed. *J. Environ. Quality*, 28, 906-917.
- Rowden R.D., Liu H., Libra R.D. (2001). Results from the Big Spring basin water quality monitoring and demonstration projects, Iowa, USA. *Hydrology Journal*, 9, 487-497.
- Voltz M., Louchart, X., Andrieux, P., Lennartz, B., 2003. Processes of pesticide dissipation and water transport in a Mediterranean farmed catchment. IAHS Publ. no. 278.
- Wang W., Squillace P., 1994, Herbicide interchange between a stream and the adjacent alluvial aquifer, *Environmental Science and Technology*, 28, p. 2336-2344.
- Wauchope R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review. *Journal of environmental quality*, 7 (4), 459-472.

- Wauchope R.D., 1996. Pesticides in runoff : Measurement, modeling and mitigation. *J. Environ. Sci. Health*, B31 (3), 334-337.
- Worall F., Besien T. (2005). The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *Journal of Hydrology*, 303, 92-107.

3.3 - Impacts des pesticides sur les écosystèmes

3.3.2 - Les écosystèmes terrestres

- Alix A. (2000). Évaluation de l'efficacité parasitaire de *Trybliographa rapae* W. (Hymenoptera : Figitidae), utilisé en association avec le chlorfenvinphos dans la perspective d'une lutte intégrée contre la mouche du chou *Delia radicum* L. (Diptera : Anthomyidae). Thèse de Doctorat en Sciences, Université de Rennes 1.
- Alix A., Cortesero A.M., Nénon J.P. & Anger J.P. (2001). Selectivity assessment of chlorfenvinphos reevaluated by including physiological and behavioural effects on an important beneficial insect. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2530-2536
- Anonyme (2003). Dispersal in fragmented landscapes. Symposium of the Biodiversity Research Centre, Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve (Belgium), and Laboratory of Animal Ecology, University of Antwerp, Antwerp (Belgium), April 4, 2003.
- Aude E., Tybirk K. & Pedersen M.B. (2003). Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 135-147
- Baillie S.R., Marchant J.H., Crick H.Q.P., Noble D.G., Balmer D.E., Beaven L.P., Coombes R.H., Downie I.S., Freeman S.N., Joys A.C., Leech D.I., Raven M.J., Robinson R.A. & Thewlis R.M. (2005). *Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2004*. BTO Research Report No. 385. BTO, Thetford. In : *Site du British Trust for Ornithology* <http://www.bto.org/birdtrends>
- Barnett E.B., Fletcher M.R., Hunter K. & Sharp E.A. (2003). Pesticide poisoning of animals 2002 : Investigations of suspected incidents in the United Kingdom 52 p.
- Barrett G.W. (1988). Effects of sevin on small-mammal populations in agricultural and old-field ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 69, 731-739
- Beaver D.L. (1976). Avian populations in herbicide-treated brush fields. *Auk*, 93, 543-553
- Benton T.G., Bryant D.M., Cole L. & Crick H.Q.P. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39, 673-687
- Benton T.G., Vickery J.A & Wilson J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key ? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182-188
- Bernhardt A. & Ruck W. (2004). determination of herbicides in stemflow and throughfall of beeches (*Fagus sylvatica* L.) and in rainfall. *Chemosphere*, 57, 1563-1570
- Bemy P.J., Buronfosse T., Buronfosse F., Lamarque F. & Lorgue G. (1997). Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere*, 35, 1817-1829
- Beulke S. & Malkomes H.P. (2001). Effects of the herbicides metazachlor and dinoterb on the soil microflora and the degradation and sorption of metazachlor under different environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 467-471
- Bishop C.A., Mineau P., Quinn J.S. & Struger J. (2000). effects of pesticide spraying on chick growth, behaviour, and parental care in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting in an apple orchard in Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2286-2297
- Blus L.J. & Henny C.J. (1997). Field studies on pesticides and birds: unexpected and unique relations. *Ecological Applications*, 7, 1125-1132
- Blus L.J., Staley C.J., Henny C.J., Pendleton G.W., Craig T.H., Craig E.H. & Halford D.K., (1989). Effects of organophosphorus insecticides on Sage Grouse in south-eastern Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 53, 1139-1146
- Blus L.J., Stroud R.K., Sutton G.M., Smith K.A., Shelton T.J., Vanderkoppel G.A., Pederson N.D. & Olson W.E. (1991). Canada Goose die-off related to simultaneous application of three anticholinesterase insecticides. *Northwestern Naturalist*, 72, 29-33
- BMVEL (2001). Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2000. Bericht über den Zustand des Waldes.
- Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milson T.P., Morris A.J., Murray A.W.A., Murray K.A. & Robertson P.A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143
- Brewer L.W., McQuillen H.L., Mayes M.A., Stafford J.M. & Tank S. (2003). Chlorpyrifos residue levels in avian food items following applications of a commercial EC formulation to alfalfa and citrus. *Pest Management Science*, 59, 1179-1190
- Brooks D.R., Bohan D.A., Champion G.T., Houghton A.J., Hawes C., Heard M.S., Clark S.J., Dewar A.M., Firbank L.G., Perry J.N., Rothery P., Scott R.J., Woiwod I.P., Birchall C., Skellern M.P., Walker J.H., Baker P., Bell D., Browne E.L., Dewar A.J.G., Fairfax C.M., Garner B.H., Haylock L.A., Horne S.L., Hulmes S.E., Mason N.S., Norton L.R., Nuttall P., Randle Z., Rossall M.J., Sands R.J.N., Singer E.J. & Walker M.J. (2003). Invertebrate response to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface active invertebrates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B*, 358, 1847-1862
- Brown A.W.A (1978). *Ecology of Pesticides*. John Wiley, New York.

- Brown P., Charlton A., Cuthbert M., Barnett L., Ross L., Green M., Gillies L., Shaw K. & Fletcher M. (1996). Identification of pesticide poisoning in wildlife. *Journal of Chromatography A*, 754, 463-478
- Burel F. & Baudry J. (1995). Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 193-200
- Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Cœur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G., Petit S., Thenail C., Brunel E. & Lefeuvre J.C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19, 47-60
- Busey P., Broschat T.K. & Johnston D.L. (2003). Injury to landscape plants by volatile turf herbicides. *Hortechology*, 13, 650-652
- Campbell L.H., Avery M.I., Donald P., Evans A.D., Green R.E. & Wilson J.D. (1997). A review of the indirect effects of pesticides on birds. JNCC Report 227, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK
- Carreck N.L. & Williams I.H. (1999). The economic value of bees in the UK. *Bee World*, 79.
- Chamberlain D.E., Fuller R.J., Bunce R.G.H., Duckworth J.C. & Shrubbs M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37, 771-778
- Christensen O.M. & Mather J.G. (2004). Pesticide-induced surface migration by lumbricid earthworms in grassland: life stage and species differences. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57, 89-99
- Conner A.J., Glare T.R. & Nap J.P. (2003). The release of genetically modified crops into the environment. Part II. Overview of ecological risk assessment. *Plant Journal*, 33, 19-46
- Cooke A.S., Greig-Smith P.W. & Jones S.A. (1992). Consequences for vertebrate wildlife of toxic residues in earthworm prey. In: Greig-Smith P.W., Becker H., Edwards P.J. & Heimbach F. (eds) *Ecotoxicology of Earthworms*. Intercept, Andover, pp 159-168
- Corke C.T. & Thompson F.T.R. (1970). Effects of some phenylamide herbicides and degradation products on soil nitrification. *Canadian Journal of Microbiology*, 16, 567-571
- Cortet J., Gillon D., Joffre R., Ourcival J.M. & Poinso Balaguer N. (2002a). Effects of pesticides on organic matter recycling and micro arthropods in a maize field: use and discussion of the litterbag methodology. *European Journal of Soil Biology*, 38, 261-265
- Cortet J., Ronce D., Poinso Balaguer N., Beaufret C., Chavert A., Viaux P. & Cancela de Fonseca J.P. (2002b). Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of micro arthropods communities in arable crop systems. *European Journal of Soil Biology*, 38, 239-244
- Croft B.A. (1990). *Arthropod Biological Control Agents and Pesticides*. Wiley, New York.
- Dale P.J., Clarke B. and Fontes E.M.G. (2002). Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology*, 20, 567-574
- De Jong F.M.W. (1996). Development of a field bioassay for the side effects of pesticides on decomposition. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40, 103-114
- De Jong F.M.W. & de Haes H.A.U. (2001). Development of a field bioassay for the side-effects of herbicides on vascular plants using *Brassica napus* and *Poa annua*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 397-407.
- De Jong F.M.W., van der Voet E. & Canters K.J. (1995). Possible side effects of airborne pesticides on fungi and vascular plants in the Netherlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30, 77-84
- De Snoo G.R. (1999). Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning*, 46, 151-160
- Directive 91/414/EC, CONSLEG: 1991L0414 — 01/01/2004, Office des publications officielles des Communautés européennes, 207pp.
- Directive 98/8/CE du 16 février 1998, concernant la mise sur le marché des produits biocides, JOCE L123/1, 63 pp.
- Dover J.W. (1997). Conservation headlands : effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 63, 31-49
- Edwards P.J., Fletcher M.R. & Berny P. (2000). Review of the factors affecting the decline of the European brow hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, 95-103
- EEA (2004). Signaux de l'AEE 2004-Mise à jour de l'Agence européenne pour l'environnement sur des questions sélectionnées. Office des publications officielles des Communautés européennes, Copenhague.
- ESCORT (1994). Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides and non-target arthropods. ESCORT (European Standard Characteristics of beneficials Regulatory Testing) workshop, Barrett K., Grandy N., Harrison E.G., Hassan S.A. and Oomen P.A. eds, SETAC Europe, Bruxelles, 50 p.
- Farenhorst A., Tomlin A.D. & Bowman B.T. (2003). Impact of herbicide application rates and crop residue type on earthworm weights. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70, 477-484
- Flickinger E.L., King K.A., Stout W.F. & Mohn M.M. (1980). Wildlife hazards from Furadan 3G applications to rice in Texas. *Journal of Wildlife Management*, 44, 190-197
- Follak S. & Hurle K. (2003). Effect of airborne bromoxynil-octanoate and metribuzin on non-target plants. *Environmental Pollution*, 126, 139-146
- Fontenot L.W., Noblet G.P. & Platt S.G. (1994). Rotenone hazards to amphibians and reptiles. *Herpetological Review*, 25, 150-156
- Frampton G.K. (2000). Recovery responses of soil surface collembolan after spatial and temporal changes in long-term regimes of pesticide use. Proceedings of the 5th international seminar of apterygota, Cordoba, 1998, *Pedobiologia*, 44, 489-501
- Frampton G.K. (2002). Long-term impacts of an organophosphate-based regime of pesticides on field and field-edge collembolan communities. *Pest Management Science*, 58, 991-1001

- Freemark K. (1995). Assessing effects of agriculture on terrestrial wildlife: developing a hierarchical approach for the US EPA. *Landscape and Urban Planning*, 31, 99-115
- Fryday S.L., Hart A.D.M. & Langton S.D. (1996). Effects of exposure to an organophosphorous pesticide on the behaviour and use of cover by captive starlings. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1590-1596
- Fuller R.J., Gregory R.D., Gibbons D.W., Marchant J.H., Wilson J.D., Baillie S.R. & Carter N. (1995). population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9, 1425-1441
- Gehring T.M. & Swihart R.K. (2003). Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 109, 283-295
- George T.L., McEwen L.C. & Petersen B.E. (1995). Effects of grasshopper control programs on rangeland breeding bird populations. *Journal of Range Management*, 48, 336-342
- Girard C., Picard-Nizou A.L., Grallien E., Zaccomer B., Jouanin L. & Pham-Delègue M.H. (1998). Effects of proteinase inhibitor ingestion on survival, learning abilities and digestive proteinases of the honeybee. *Transgenic Research*, 7, 239-246
- Goldstein M.I., Woodbridge B., Zaccagnini M.E. & Paraná B. (1996). An assessment of mortality of Swainson's Hawks on wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 30, 106-107
- Greenwood J.J.D. (2003). The monitoring of British breeding birds: a success story for conservation science? *The Science of the Total Environment*, 310, 221-230
- Gregory R.D., Noble D.G., Campbell L.H. & Gibbons D.W. (2000). The state of the UK's birds 1999. Sandy: RSPB and BTO.
- Guillette L.J. (2000). Contaminant-associated endocrine disruption in reptiles. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 595-615
- Hassan S.A., Bigler F., Bogenschütz H., Boller E., Brun J., Chiverton P., Edwards P., Mansour F., Naton E., Oomen P.A., Overmeer W.P.J., Polgar L., Rieckman L., Samsøe-Petersen L., Stäubli A., Sterk G., Tavares G., Tuset J.J., Viggianina G. & Vivas G. (1988). Results of the fourth joint pesticide programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Arthropods". *Journal of Applied Entomology*, 205, 321-329
- Haughton A.J., Champion G.T., Hawes C., Heard M.S., Brooks D.R., Bohan D.A., Clark S.J., Dewar A.M., Firbank L.G., Osborne J.L., Perry J.N., Rothery P., Roy D.B., Scott R.J., Woiwod I.P., Birchall C., Skellern M.P., Walker J.H., Baker P., Browne E.L., Dewar A.J.G., Garner B.H., Haylock L.A., Horne S.L., Mason N.S., Sands R.J.N. & Walker M.J. (2003). Invertebrate response to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. II. Within field epigeal and aerial arthropods. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B*, 358, 1863-1877.
- Hawthorne A.J., Hassall M. & Sotherton N.W. (1998). Effects of cereal headland treatments on the abundance and movements of three species of carabid beetles. *Applied Soil Ecology*, 9, 417-422
- Haysom K.A., Mc Cracken D.I., Foster G.N. & Sotherton N.W. (2004). Developing grassland conservation headlands: response of carabid assemblage to different cutting regimes in a silage field edge. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 263-277
- Hill E.F. & Fleming W.J. (1982). Anticholinesterase poisonings of birds: Field monitoring and diagnosis of acute poisoning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1, 27-38
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V. & Evans A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122, 113-130
- Holland J.M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 1-25
- Howe F.P., Knight R.L., McEwen L.C. & George T.L. (1996). Direct and indirect effects of insecticide applications on growth and survival of nestling passerines. *Ecological Applications*, 6, 1314-1324
- Hunter K., Sharp E.A. & Melton L.M. (2003). Pesticide poisoning of animals 2003: a report of investigations in Scotland. Scottish Agricultural Science Agency, 26 p.
- Jagers O.P., Akkerhuis G.A.J.M. & Hamers T., 1992. Substrate-dependent bioavailability of deltamethrin for the epigeal spider *Oedothorax apicatus* (Blackwall) (Aranea, Erigonidae). *Pesticide Science*, 36, 59-68
- Jett D.A., Nichols J.D. & Hines J.E. (1986). Effect of orthene on an unconfined population of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Canadian Journal of Zoology*, 64, 243-250
- Johnsen K., Jacobsen C.S. & Tosvik V. (2001). Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils-a review. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 443-453
- Journal Officiel de la République Française (2004). Arrêté du 28 novembre 2003 relatif aux conditions d'utilisation des insecticides et acaricides à usage agricole en vue de protéger les abeilles et autres insectes pollinisateurs, JORF 30 mars 2004, p 6099.
- Jouventin P., Micol T., Verheyden C. & Guédon G., 1996. Le Ragondin, Biologie et méthodes de limitation des populations. ACTA éditions, Paris, 155 p.
- Kevan P.G. (1999). Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 373-393
- Klöppel H. & Kördel W. (1997). Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, 35, 1271-1289
- Knacker T., Förster B., Römbke J. & Frampton G.K. (2003). Assessing the effects of plant protection products on organic matter breakdown in arable fields-litter decomposition test systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 1269-1287
- Koch H., Weißer P. & Landfried M. (2003). Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitats. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 55, 181-188

- Koeman J.H., Den Boer W.M.J., Feith A.F., de Longh H.H. & Spliethoff P.C. (1978). Three years observation on side effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate *Glossina* species in Nigeria. *Environmental Pollution*, 15, 31-59
- Kunc F., Tichy P. & Vancura V. (1985). 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in the soil: mineralization and changes in the counts of its bacterial decomposers. In *Comportement et effets secondaires des pesticides dans le sol. Les Colloques de l'INRA n°31*. INRA publications, Paris.
- Lambert M.R.K. (1997). Effects of pesticides on amphibians and reptiles in sub-saharan Africa. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 150, 31-73
- Landis D.A., Wratten S.D. & Gurr G.M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, 175-201
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K. & Basta N. (2004). The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57, 39-47
- Larink O. & Sommer R. (2002). Influence of coated seeds on soil organisms tested with bait lamina. *European Journal of Soil Biology*, 38, 287-290
- Lavelle P. (1997). Fauna activities and soil processes : adaptative strategies that determine ecosystem function. *Ecological Research*, 27, 93-132
- Lee J.C., Menalled F.D. & Landis D. (2001). Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 38, 472-483
- Lewis G. (2003). Minutes of the 8th International Symposium of the ICP-BR Bee protection group. *Bulletin of Insectology*, 56, 7-23
- Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Streloke M. & Tarazona J. (2005). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Linder G. & Grillitsch B. (2000). Ecotoxicology of metals. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 325-459
- Longley M. & Sotherton N.W. (1997). Factors determining the effects of pesticides upon butterflies inhabiting arable farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61, 1-12
- Lundström-Gilliéron C. & Schlaepfer R. (2003). Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecological Modelling*, 168, 283-301
- MAAPAR, 2001. Les cahiers du Département de la santé des forêts, édition 2000-2001.
- Maisonneuve C. & Rioux S. (2001). Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 165-175
- Marshall E.P.J. & Moonen, A.C. (2002). Field margin in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 5-21
- Martin P.A., Johnson D.L., Forsyth D.J. & Hill B.D. (1998). Indirect effects of the pyrethroid insecticide deltamethrin on reproductive success of chestnut-collared longspurs. *Ecotoxicology*, 7, 89-97
- Matlock R.B. & de la Cruz R. (2002). An inventory of parasitic Hymenoptera in Banana plantations under two pesticide regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 147-164
- Mc Laughling A. & Mineau P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 201-212
- McCoid M.J. & Bettoli P.W. (1996). Additional evidence for rotenone hazards to turtles and amphibians. *Herpetological Review*, 27, 50
- McDiarmid R.W. & Mitchell J.C. (2000). Diversity and distribution of amphibians and reptiles. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 15-69
- McDonald R.A., Harris S., Turnbull G., Brown P. & Fletcher M. (1998). Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. *Environmental Pollution*, 103, 17-22
- Meek B., Loxton D., Sparks T., Pywell R., Pickett H. & Nowakowski M. (2002). The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation*, 106, 259-271
- Merton D. (1987). Eradication of rabbits from Round Island, Mauritius: a conservation success story. *Dodo. Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust*, 24, 19-43
- Mineau P. (2002). Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1497-1506
- Morrison M.L. & Meslow E.C. (1984). Responses of avian communities to herbicide-induced vegetation changes. *Journal of Wildlife Management*, 48, 14-22
- Muirhead-Thomson R.C. (1987). *Pesticide Impact on Stream Fauna with Special Reference to Macroinvertebrates*. Cambridge University Press, Cambridge
- Muralidharan S. (1993). Aldrin poisoning of Sarus cranes (*Grus antigone*) and a few granivorous birds in Keoladeo National Park, Bharatpur, India. *Ecotoxicology*, 2, 196-202
- Niewiarowski P.H., 2000. Aspects of reptilian ecology. In Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 179-197
- Oomen P.A. (1999). Honey bee poisoning incidents over the last ten years as reported by bee keepers in the Netherlands. In INRA (ed) *Hazard of Pesticides to Bees*, Avignon (France), September 07-09, 1999. pp 129-135

- Palmer B.D. (2000). Aspects of reptilian anatomy and physiology. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 111-139
- Paoletti M.G. & Pimentel D. (1995). The environmental and economic costs of herbicide resistance and host-plant resistance to pathogens and insects. *Technological Forecasting and Social Change*, 50, 9-23
- Pauli B.D. & Money S. (2000). Ecotoxicology of pesticides in reptiles. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C.A. eds., *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 269-324
- Picard-Nizou A.L., Grison R., Olsen L., Pioche C., Arnold G. & Pham-Delegue M.H. (1997). Impact of proteins used in plant genetic engineering: Toxicity and behavioral study in the honeybee. *Journal of Economic Entomology*, 90, 1710-1716
- Plapp F.W. & Vison S.B. (1977). Comparative toxicities of some insecticides to the tobacco budworm and its ichneumonid parasite, *Campoplex sonorensis*. *Environmental Entomology*, 6, 381-384
- Rathcke B.J. & Jules E.S. (1993). Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science*, 65, 273-277
- Rautmann D., Strelake M. & Winkler R. (2001). New basic drift values in the authorisation procedure for plant protection products. In Forster R., Strelake M.(eds) Workshop on Risk assessment and risk mitigation measures in the context of the authorisation of plant protection products (WORMM). *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem*, Heft 381.
- REACH, Proposition de règlement du parlement européen et du conseil concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques et modifiant la directive 1999/45/CE et le règlement (CE) (sur les polluants organiques persistants), COM(2003) 644 final, 29.10.2003.
- Richards A.J. (2001). Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? *Annals of Botany*, 88, 165-172
- Richards K.W. & Kevan P.G. (2002). aspects of bee biodiversity, crop pollination, and conservation in Canada. In: Kevan P. & Imperatriz Fonseca V.L. (eds), *Pollinating Bees-The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Ministry of Environment, Brasilia, pp. 77-94
- Romeis J., Sharma H.C., Sharma K.K., Das S. & Sarmah B.K. (2004). The potential of transgenic chickpeas for pest control and possible effects on non-target arthropods. *Crop Protection*, 23, 913-938
- Sanco (2000). Guidance Document on risk assessment on birds and mammals, European Commission. DG Sanco n° 4145.
- Santillo D.J., Leslie D.M. Jr. & Brown P.W. (1989). Response of songbirds to glyphosate-induced habitat changes on clearcuts. *Journal of Wildlife Management*, 53, 64-71
- Savidge J.A. (1978). Wildlife in herbicide-treated Jeffrey pine plantation in eastern California. *Journal of Forestry*, 76, 476-478
- Schroeder M.H. & Sturges D.L. (1975). The effect on the Brewer's Sparrow of spraying big sagebrush. *Journal of Range Management*, 28, 294-297
- Seghers D., Bulcke R., Reheul D., Siciliano S.D., Top E.M. & Verstraete W. (2003b). Pollution induced community tolerance (PICT) and analysis of 16S rRNA genes to evaluate the long term effects of herbicides on methanotrophic communities in soil. *European Journal of Soil Science*, 54, 679-684
- Seghers D., Verthé K., Reheul D., Bulcke R., Siciliano S.D., Verstraete W. & Top E.M. (2003a). Effects of long-term herbicide applications on the bacterial community structure and function in an agricultural soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 46, 139-146
- Sheffield S.R. & Lochmiller R.L. (2001). Effects of field exposure to diazinon on small mammals inhabiting a semienclosed prairie grassland ecosystem. I. Ecological and reproductive effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 284-296
- Slagsvold T. (1977). Bird population changes after clearance of deciduous scrub. *Biological Conservation*, 12, 229-243
- Smith E.A. & Mayfield C.I. (1977). Effects of paraquat on selected microbial activities in soil. *Microbial Ecology*, 3, 333-343
- Smith G.J. (1987). Pesticide use and toxicology in relation to wildlife: organophosphorus and carbamate compounds. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Resource Publication Number 170. Washington D.C
- Smith T.M. & Stratton G.W. (1986). Synthetic pyrethroids and nontarget organisms. *Residue Reviews*, 97, 93-120
- Sotherton N.W. & Self M.J. (2000). Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. In : Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V. & Vickery J.A. (eds). *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Proceedings of the British Ornithologists Union Spring Conference. 1999. BOU, Tring, pp 26-35
- Southwick E.E. & Southwick L. (1992). Estimating the economic value of honeybees (Hymenoptera: Apidae) as agricultural pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology*, 85, 621-633
- Sparling D.W., Bishop C.A. & Linder G. (2000). The current status of amphibian and reptile ecotoxicological research. In : Sparling D.W., Linder G. and Bishop C.A. (Eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, SETAC press, Pensacola, Florida, pp 1-13
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., de Snoo G.R. & Eden P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 337-365
- Stone W.B. (1979). Poisoning of wild birds by organophosphate and carbamate pesticides. *New York Fish and Game Journal*, 26, 37-47
- Stone W.B. & Gradoni P.B. (1985). Recent poisonings of wild birds by diazinon and carbofuran. *Northeastern Environmental Science*, 4, 160-164
- Story P. & Cox M. (2001). Review of the effects of organophosphorus and carbamate insecticides on vertebrates. Are there implications for locust management in Australia? *Wildlife Research*, 28, 179-193

- Strandberg B., Pedersen M.B. & Elmegaard N. (2005). Weed and arthropod populations in conventional and genetically modified herbicide tolerant fodder beet fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 243-253
- Taiwo L.B. & Oso B.A. (1997). The influence of some pesticides on soil microbial flora in relation to changes in nutrient level, rock phosphate solubilization and P release under laboratory conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65, 59-68
- Tarrant K.A., Field S.A., Langton S.D. & Hart A.D.M. (1997). Effects on earthworm populations of reducing use in arable crop rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 657-661
- Theiling K.M. & Croft B.A. (1989). Toxicity, selectivity and sublethal effects of pesticides on arthropod natural enemies: A data-base summary. In: Jepson P., ed., *Pesticides and Non Target Invertebrates*. Intercept, Wimborne, Dorset, UK, pp 213-232.
- Thomas S.R., Noordhuis R., Holland J.M. & Gulson D. (2002). Botanical diversity of beetle banks. Effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 403-412
- Thompson H.E. (2003). Behavioural effects of pesticides in bees-their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology*, 12, 317-330
- Thompson H.M. & Hunt L.V. (1999). Extrapolating from honeybees to bumblebees in pesticide risk assessment. *Ecotoxicology*, 8, 147-166
- Trevisan M., Montepiani C., Ragozza L., Bartoletti C. & A.A.M. Del Re (1993). Pesticides in rainfall and air in Italy. *Environmental Pollution*, 80, 31-39
- Tucker G.M. & Heath M.F. (1994). Birds in Europe: their conservation status. Birdlife conservation series n°3, Birdlife International, Cambridge, UK.
- Unsworth J.B., Wauchope R.D., Klein A.W., Dorn E., Zeeh B., Yeh S.M., Akerblom M., Racke K.D. & Rubin B. (1999). Significance of the long range transport of pesticides in the atmosphere. *Pure and Applied Chemistry*, 71, 1359-1383
- Untiedt R. & Blanke M.M. (2004). Effects of fungicide and insecticide mixtures on apple tree canopy photosynthesis, dark respiration and carbon economy. *Crop Protection*, 23, 1001-1006
- Venkatramesh M. & Agrirhothrudu V. (1988). Persistence of captafol in soils with and without amendments and its effects on soil microflora. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 41, 548-555
- Vickery J., Carter N & Fuller R.J. (2002). The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 41-52
- Vitta J.I., Tuesca D. & Puricelli E. (2004). Widespread use of glyphosate tolerant soybean and weed community richness in Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 621-624
- Walker C.H. (2003). Neurotoxic pesticides and behavioural effects upon birds. *Ecotoxicology*, 12, 307-316
- Wiens J.A. & Rottenberry J.T. (1979). Diet niche relationships among North American grassland and shrubsteppe birds. *Oecologia*, 42, 253-292
- Wiens J.A. (1974). Climatic instability and the "ecological saturation" of bird communities in North American grasslands. *Condor*, 76, 385-400
- Wilcock C. & Neiland R. (2002). Pollination failure in plants: why it happens and when it matters. *Trends in Plant Science*, 4, 270-277
- Willemsen R.E. & Hailey A. (1989). Status and conservation of tortoises in Greece. *Herpetological Journal*, 1, 315-330
- Wilson J.D., Morris A.J., Arroyo B.E., Clark S.E. & Bradbury R.B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75, 13-30

3.3.3 - Les écosystèmes aquatiques

- Adamus P.R. (1996). *Bioindicators for Assessing Ecological Integrity of Prairie Wetlands*. US EPA Environmental Research Laboratory, EPA/600/R-96/082.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (1992). Norme française NF T 90-350. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2000). Norme française NF T 90-354. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2003). Norme française NF T 90-395. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).
- Alford R.A., Dixon P.M. & Pechmann J.H.K. (2001). Global amphibian population declines. *Nature*, 414, 449-500
- Allan J.D. (1995). Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, London, UK.
- Anderson D.M. & Garrison D.L. (1997). The ecology and oceanography of harmful algal blooms : preface. *Limnology and Oceanography*, 42, 1007-1009
- Arukwe A. & Goksøyr A. (1998). Xenobiotics, xenoestrogens and reproduction disturbances in fish. *Sarsia*, 83, 225-241
- Ashton P.J. & Mitchell D.S. (1989). Aquatic plants: patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programs. In : Drak J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kuger F.J., Rejmanek M. & Williamson M. (Ed.). *Biological invasions : A global perspective*. John Wiley & Sons, New York, 111-154
- Aston L.S. & Seiber J.N. (1997). Fate of summertime airborne organophosphate pesticide residues in the Sierra Nevada mountains. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1483-1492

- Aufsess G., Beicht W., Bourquin H.D., Hantge E., Heil J., Müller M.J., Opfermann H., Riemer J., Zahn R.K. & Zimmer K.H. (1989). Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. *In: DVWK (Ed.) Stoffbelastungen der Fließgewässerbiotope*. Parey, Hamburg, Berlin, 1-78.
- Baker J. & Waights V. (1993). The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo bufo*) in the laboratory. *Herpetological Journal*, 3, 147-148
- Baker J.M.R. & Waights V. (1994). The effect of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*). *Herpetological Journal*, 4, 106-108
- Balint T., Ferenczy J., Katai F., Kiss I., Kraczer L., Kufcsak O., Lang G., Polyhos C., Szabo I., Szegletes T. & Nemcsok J. (1997). Similarities and differences between the massive eel (*Anguilla anguilla* L.) devastations that occurred in Lake Balaton in 1991 and 1995. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37, 17-23
- Barton D.R. (1996). The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*, 36, 397-410
- Baughman D.S., Moore D.M. & Scott G.I. (1989). A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 417-429
- Bazzanti M. & Seminara M. (1987). Environmental stress in a regulated eutrophic lake indicated by the profundal macrobenthic community. *Bollettino Zoologico*, 54, 261-266
- Bérard A., Pelte T., Menthon E., Druart J.-C. & Bourrain X. (1998). Caractérisation du phytoplancton de deux systèmes limniques vis-à-vis d'un herbicide inhibiteur de la photosynthèse: la méthode PICT, application et signification. *Annales de Limnologie*, 34, 269-282
- Bérard A., Dorigo U., Humbert J.-F., Leboulanger C. & Seguin F. (2002). La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée aux communautés algales: intérêt comme outil de diagnose et d'évaluation du risque écotoxicologique en milieu aquatique. *Annales de Limnologie*, 38, 247-261
- Berenzen N., Lentzen-Godding A., Probst M., Schulz H., Schulz R. & Liess M. (2005). A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere*, 58, 683-691
- Beresford N., Jobling S., Williams R. & Sumpter J.P. (2004). Endocrine disruption in juvenile roach from English rivers: a preliminary study. *Journal of Fish Biology*, 64, 580-586
- Bergema W.F. & Rombout H. (1994). A field bioassay for side-effects of insecticides with the larvae of *Chaoborus crystallinus* (De Geer) (Diptera: Chaoboridae). *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit Gent*, 59, 357-367
- Besch W.K., Schreiber I. & Herbst D. (1977). Der *Hydropsyche*-Toxizitätstest, erprobt an fenethcarb. *Schweizer Zeitschrift für Hydrobiologie*, 39, 69-85
- Besch W.K., Schreiber I. & Magnin E. (1979). Influence du sulfate de cuivre sur la structure du filet des larves d'*Hydropsyche* (Insecta, Trichoptera). *Annales de Limnologie*, 15, 123-138
- Beyers D.W., Farmer M.S. & Sikoski P.J. (1995). Effects of rangeland aerial application of Sevin-4-Oil on fish and aquatic invertebrate drift in the Little Missouri River, North Dakota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 27-34
- Blaise C.R. (1993). Practical laboratory applications with micro-algae for hazard assessment of aquatic contaminants. In : Richardson M. (Ed.), *Ecotoxicology Monitoring*. VCH, Weinheim, 83-107
- Blanck H., Wängberg S.-A. & Molander S. (1998). Pollution-Induced Community Tolerance – A new ecotoxicological tool. In : Cairns J. Jr. & Pratt J.R. (Ed.). *Functional Testing of Aquatic Biota or Estimating Hazards of Chemicals*. ASTM STP 1988. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, 219-230
- Blaustein A.R., Wake D.B. & Sousa W.P. (1994). Amphibian declines : judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8, 60-71
- Blaustein A.R., Kiesecker J.M., Hoffman P.D. & Hays J.B. (1997). The significance of ultraviolet-B radiation to amphibian population declines. *Reviews in Toxicology*, 1, 147-165
- Blaustein A.R., Romansic J.M., Kiesecker J.M. & Hatch A.C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9, 123-140
- Boone M.D. & Bridges C.M. (2003). The problem of pesticides: implications for amphibian populations. In : Semlitsch (Ed.). *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA, 152-167
- Borgmann U. & Whittle D.M. (1991). Contaminant trends in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) : 1977 to 1988. *Journal of Great Lakes Research*, 17, 368-381
- Boyle T.P., Fairchild J.F., Robinson-Wilson E.F., Haverland P.S. & Lebo J.A. (1996). Ecological restructuring in experimental aquatic mesocosms due to the application of diflufenzuron. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1806-1814
- Brazner J.C. & Kline E.R. (1990). Effects of chlorpyrifos on the diet and growth of larval fathead minnows, *Pimephales promelas*, in littoral enclosures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 1157-1165
- Bridges C.M. & Semlitsch R.D. (2000). Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of species decline. *Conservation Biology*, 14, 1490-1499
- Brock T.C.M. & Budde B.J. (1994). On the choice of structural parameters and endpoints to indicate responses of freshwater ecosystems to pesticide stress. In Hill I.R., Heimbach F., Leeuwangh P. & Matthiessen P. (eds), *Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, 19-56
- Brock TCM, Lahr J, Van den Brink, PJ (2000a). Ecological risk assessment of pesticides in freshwater ecosystems. Part 1: Herbicides. Alterra-Report 088, Wageningen

- Brock T.C.M., Van Wijngaarden R.P.A. & Van Geest G.J. (2000b). Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 2: Insecticides. Alterra-Report 089, Wageningen
- Brock T.C.M., Roijackers R.M.M., Rollon R., Bransen F. & van der Heyden (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms. II. Responses of macrophytes, periphyton and macroinvertebrate grazers. *Arch. Hydrobiol.*, 134, 53-74
- Brock T.C.M., van den Bogaert M., Bos A.R., van Breukelen S.W.F., Reiche R., Terwoert J., Suykerbuyk R.E.M. & Roijackers R.M.M. (1992). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor *Elodea*-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 23, 391-409
- Brooker M.P. & Edwards R.W. (1975). Aquatic herbicides and the control of water weeds. *Water Research*, 9, 1-15
- Brown A.W.A (1978). *Ecology of Pesticides*. John Wiley, New York.
- Brown R.P., Greer R.D., Mihaich E.M. & Guiney P.D. (2001). A critical review of the scientific literature on potential endocrine-mediated effects in fish and wildlife. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49, 17-25
- Callaway R.M. & Aschehoug E.T. (2000). Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, 290, 521-523
- Capel P.D., Giger W., Reichert P. & Wanner O. (1988). Accidental input of pesticides into the Rhine river. *Environmental Science and Technology*, 22, 992-997
- Caquet T., Lagadic L. & Sheffield S.R. (2000). Mesocosms in ecotoxicology (1). Outdoor aquatic systems. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 165, 1-38
- Carey C. & Alexander M.A. (2003). Climate change and amphibian declines : is there a link ? *Diversity and Distributions*, 9, 111-121
- Carpenter S.R. & Lodge D.M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 341-370
- Carr J., Gentles A., Smith E., Goleman W., Urquidí L., Thuett K., Kendall R., Giesy J.P., Gross T., Solomon K.R. & van de Kraak G. (2002). Response of larval *Xenopus laevis* to atrazine: Assessment of gonadal and laryngeal morphology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 396-405
- Chapman D.W. (1988). Critical review of variables used to define effects of fines in redds or large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117, 1-21
- Clements W.H. (1994). Benthic community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. *Journal of the North American Benthological Society*, 13, 30-44
- Clements W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M. & Johnson P.C. (2000). Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams *Ecological Applications*, 10, 626-638
- Coady K.K., Murphy M.B., Villeneuve D.L., Hecker M., Jones P.D., Carr J.A., Solomon K.R., Smith E.E., van der Kraak G., Kendall R.J. & Giesy J.P. (2003). Effects of atrazine on metamorphosis, growth, and gonadal development in the green frog (*Rana clamitans*). *Journal of Toxicology and Environmental Health*, A 67, 941-957
- Collins J.P. & Storfer A. (2003). Global amphibian decline: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, 9, 89-98
- Cooke A.K. (1981). Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environmental Pollution*, 25, 123-133
- Cope O.B. (1961). Effects of DDT spraying for spruce budworm on fish in the Yellowstone river system. *Transactions of the American Fisheries Society*, 90, 239-251
- Cope O.B. & Springer P.F. (1958). Mass control of insects: The effects on fish and wildlife. *Bulletin of the Environmental Society A*, 4, 52-56
- Crane M., Delaney P., Mainstone C. & Clarke S. (1995a). Measurement by *in situ* bioassay of water quality in an agricultural catchment. *Water Research*, 29, 2441-2448
- Crane M., Delaney P., Watson S., Parker P. & Walker C. (1995b). The effect of malathion 60 on *Gammarus pulex* (L.) below water-cress beds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 1181-1188
- Crossland N.O. (1982). Aquatic toxicology of cypermethrin. II. Fate and biological effects in pond experiments. *Aquatic Toxicology*, 2, 205-222.
- Crossland, N.O. (1984). Fate and biological effects of methyl parathion in outdoor ponds and laboratory aquaria. II: Effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 8, 482-495
- Crossland N.O., Shires S.W. & Bennett D. (1982). Aquatic toxicology of cypermethrin. III. Fate and biological effects of spray drift deposits in fresh water adjacent to agricultural land. *Aquatic Toxicology*, 2, 253-270
- Crouter R.A. & Vernon E.H. (1959). Effects of black-headed budworm control on salmon and trout in British Columbia. *Canadian Fish Culturist*, 24, 23-40
- Cuffney T.F., Wallace J.B. & Webster J.R. (1984). Pesticide manipulation of a headwater stream: invertebrate responses and their significance for the ecosystem processes. *Freshwater Invertebrates Biology*, 3, 153-171
- Dance K.W. & Hynes H.B.N. (1980). Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environmental Pollution*, 22, 19-28
- Daszak P., Cunningham A.A. & Hyatt A.D. (2003). Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9, 141-150
- Davidson C., Shaffer H.B. & Jennings M.R. (2001). Declines of the California red-legged frog: climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecological Applications*, 11, 464-479

- Day K.E., Kaushik N.K. & Solomon K.R. (1987). Impact of fenvalerate on enclosed freshwater planktonic communities and on *in situ* rates of filtration of zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, 1714-1728
- de Jonge V.N., Elliott M. & Orive E. (2002). Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476, 1-19
- Decamps H., Bech K.W. & Vobis H. (1973). Influence de produits toxiques sur la construction du filet des larves d'*Hydropsyche* (Insecta, Trichoptera). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série D*, 276, 375-378
- DeJong F.M.W. & Bergema W.F. (1994). Field bioassays for side-effects of pesticides. Centre of Environmental Sciences, Leiden, the Netherlands.
- DeVault D.S., Willford W.A., Hesselberg R.J., Nortrup D.A., Rundberg E.G.S., Alwan A.K. & Bautista C. (1986). Contaminant trends in lake trout (*Salvelinus namaycush*) from the upper Great Lakes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 15, 349-356
- Devillers J. & Exbrayat J.M. (Eds.) (1992). Ecotoxicity of Chemicals to Amphibians. Vol. 2. Effects of Pesticides on Amphibians. Gordon and Breach, London, UK.
- Directive 91/414/EC, CONSLEG: 1991L0414 — 01/01/2004, Office des publications officielles des Communautés européennes, 207 pp.
- Donhoe R.M. & Curtis L.R. (1996). Estrogenic activity of chlordecone, *o,p'*-DDT and *o,p'*-DDE in juvenile rainbow trout: induction of vitellogenesis and interaction with hepatic estrogen binding sites. *Aquatic Toxicology*, 36, 31-52
- Draxl R., Neugebauer K.E., Zieris F.-J. & Huber W. (1991). Comparison of the ecological effects of diquat on laboratory multi-species and outdoor freshwater systems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 2269-2271
- Eidt D.C. (1975). The effect of fenitrothion from large-scale forest spraying on benthos in New Brunswick headwaters streams. *The Canadian Entomologist*, 107, 743-760
- Eidt D.C. & Sundaram K.M.S. (1975). The insecticide fenitrothion in headwater streams from large-scale forests spraying. *The Canadian Entomologist*, 107, 735-742
- Eklund B.T. & Kautsky L. (2003). Review on toxicity testing with marine macroalgae and the need for method standardization – exemplified with copper and phenol. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 171-181
- Epple J., Maguhn J., Spitzauer P. & Kettrup A. (2002). Input of pesticides by atmospheric deposition. *Geoderma*, 105, 327-349
- Everts J.M., van Frankenhuyzen K., Roman B. & Koeman J.H. (1983). Side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat (Africa). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12, 91-97
- Fairchild J.F., LaPoint T.W. & Schwartz T.R. (1994). Effects of an herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 527-533
- Feuteun E., Ombredane D. & Baglinière J.-L. (2001). Ecologie des poissons en hydrosystèmes continentaux. In : Keith P. & Allardi J. (Eds.), Atlas des poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels*, 47, 36-55
- Filteau G. (1957). Effets des vaporisations au DDT sur les insectes aquatiques. *Canadian Naturalist*, 86, 113
- Finley D.B., Scott G.I., Daugomah J.W., Layman S.L., Reed L., Sanders M., Sivertsen S.K. & Strozier E.D. (1999). Ecotoxicological assessment of urban and agricultural nonpoint source runoff effects on the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. In : M.A. Lewis, F.L. Mayer, R.L. Powell, M.K. Nelson, S.I. Klaine, M.G. Henry, & G.W. Dickson (Eds.) *Ecotoxicology and Risk Assessment for Wetlands*. SETAC, Pensacola, FL.
- Flannagan J.F. (1975). Field and laboratory studies of the effect of exposure to fenitrothion on freshwater aquatic invertebrates. *Manitoba Entomologist*, 7, 15-25
- Flannagan J.F., Townsend B.E., DeMarch B.G.E., Friesen M.K. & Leonhard S.L. (1979). The effects of an experimental injection of meythoxychlor on aquatic invertebrates: accumulation, standing crop, and drift. *Canadian Entomologist*, 111, 73-89
- Fleegeer J.W., Carman K.R. & Nisbet R.M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 317, 207-233
- Fleituch T. (2003). Structure and functional organization of benthic invertebrates in a regulated stream. *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 88, 332-344
- Fleming W.J. (1995). Freshwater mussel die-off attributed to anticholinesterase poisoning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 877-879
- Fletcher C.A., Meakins N.C., Bubb J.C. & Lester J.N. (1994). Magnitude and distribution of contaminants in salt marsh sediments of the Essex coast, UK. III. Chlorophenoxy acid and *s*-triazine herbicides. *The Science of the Total Environment*, 155, 61-72
- Genito D., Gburek W.J. & Sharpley A.N. (2002). Response of stream macro invertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 17, 109-119
- Gentry L.E., David M.B., Smith-Starks K.M. & Kovacic D.A. (2000). Nitrogen fertilizer and herbicide transport from tile drained fields. *Journal of Environmental Quality*, 29, 232-240
- Goldsborough L.G. & Robinson, G.G.C. (1986). Changes in algal community structure as a consequence of short herbicide exposures. *Hydrobiologia*, 139, 177-192
- Gray M.J., Smith L.M. & Brenes R. (2004). Effects of agricultural cultivation on demographics of Southern High Plains amphibians. *Conservation Biology*, 18, 1368-1377
- Gruber S.J. & Munn M.D. (1998). Organophosphate and carbamate insecticides in agricultural waters and cholinesterase (ChE) inhibition in common carp (*Cyprinus carpio*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, 391-396

- Guasch H., Admiraal W., Blanck H., Ivorra N., Lehmann V., Paulson M. Real M. & Sabater S. (1999). Use of lotic periphyton communities as indicators of sensitivity to certain toxicants. In : Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (Ed.), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 245-253
- Gurney S.E. & Robinson G.G.C. (1989). The influence of two triazine herbicides on the productivity, biomass, and community composition of freshwater marsh periphyton. *Aquatic Botany*, 36, 1-22
- Hagman L.E. & Porteous D.J. (1972). Pre-hatch treatments with Dursban 1G granular insecticide for control of mosquito larvae. *Down to Earth*, 28, 21-24
- Hamer A.J., Makings J.A., Lane S.J. & Mahony M.J. (2004). Amphibian decline and fertilizers used on agricultural land in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 299-305
- Hamilton P.B., Jackson G.S., Kaushik N.K. & Solomon K.R. (1987). The impact of atrazine on lake periphyton communities, including carbon uptake dynamics using track autoradiography. *Environmental Pollution*, 46, 83-103
- Hanazato T. (1998). Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effect of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. *Environmental Pollution*, 101, 361-373
- Hanazato T. & Yasuno M. (1987). Effects of a carbamate insecticide, carbaryl, on the summer phyto- and zooplankton communities in ponds. *Environmental Pollution*, 48, 145-159
- Hanazato T. & Yasuno M. (1990). Influence of time of application of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 77-83
- Hanazato T., Iwakuma T., Yasuno M. & Sakamoto M. (1989). Effects of temephos on zooplankton communities in enclosures in a shallow eutrophic lake. *Environmental Pollution*, 59, 305-314
- Hansen S.R. & Garton R.R. (1982). The effects of diflubenzuron on a complex laboratory stream community. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11, 1-10
- Harmsworth G.C. & Long S.P. (1986). An assessment of saltmarsh erosion in Essex, England, with reference to the Dengie Peninsula. *Biological Conservation*, 35, 377-387
- Hatakeyama S. & Yokoyama N. (1997). Correlation between overall pesticide effects monitored by shrimp mortality test and change in macrobenthic fauna in a river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 148-161
- Hatakeyama S., Shiraishi H. & Kobayashi N. (1990). Effects of aerial spraying of insecticides on nontarget macrobenthos in a mountain stream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 19, 254-270
- Hatch A.C., Bleden L.K., Scheessele E. & Blaustein A.R. (2001). Juvenile amphibians do not avoid potentially lethal levels of urea on soil substrate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2328-2335
- Havens K.E. (1995). Insecticide (carbaryl, 1-naphthyl-N-methylcarbamate) effects on a freshwater plankton community: zooplankton size, biomass, and algal abundance. *Water Air and Soil Pollution*, 84, 1-10
- Hayes T.B. (2000). Endocrine disruption in amphibians. In : Sparling D.W., Linder G. & Bishop C. (Eds.). *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. SETAC Press, Pensacola, USA, 573-593
- Hayes T.B. (2005). There is no denying this : Defusing the confusion about atrazine. *BioScience*, 54, 1138-1149
- Hayes T.B., Collins A., Lee M., Mendoza M., Noriega N., Stuart A.A. & Vonk A. (2002). Hermaphroditic, desmaculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 99, 5476-5480
- Hayes T.B., Haston K., Tsui M., Hoang A., Haeffele C. & Vonk A. (2002). Feminization of male frogs in the wild. *Nature*, 419, 896
- Hayes T.B., Haston K., Tsui M., Hoang A., Haeffele C. & Vonk A. (2003). Atrazine-induced hermaphroditism at 0.1 ppb in American leopard frogs (*Rana pipiens*): Laboratory and field evidence. *Environmental Health Perspectives*, 111, 568-575
- Hecker M., Giesy J.P., Jones P.D., Jooste A.M., Carr J.A., Solomon K.R., Smith E.S., van der Kraak G., Kendall R.J. & du Preez L. (2004). Plasma sex steroid concentrations and gonadal aromatase activities in African clawed frogs (*Xenopus laevis*) from South Africa. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 1996-2007
- Heckman C.W. (1981). Long-term effects of intensive pesticide applications on the aquatic community in orchard drainage ditches near Hamburg, Germany. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 10, 393-426
- Hecnar S.J. (1995). Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 2131-2137
- Helgen J.C., Larson N.J. & Anderson R.L. (1988). Responses of zooplankton and *Chaoborus* to temephos in a natural pond and in the laboratory. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 17, 459-471
- Henderson C., Johnson W.L. & Inglis A. (1969). Organochlorine insecticide residues in fish. *Pesticide Monitoring Journal*, 3, 145-171
- Henley W.F., Patterson M.A., Neves R.J. & Lemly A.D. (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8, 125-139
- Hering D., Mogg O., Sandin L. & Verdonshot P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516, 1-20
- Herman D., Kaushik N.K. & Solomon K.R. (1986). Impact of atrazine on periphyton in freshwater enclosures and some ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1917-1925
- Hewitt M. & Servos M. (2001). An overview of substances present in Canadian aquatic environments associated with endocrine disruption. *Water Quality Research Journal of Canada*, 36, 191-213

- Hodson P.V., Castonguay M., Couillard C.M., Desjardins C., Pelletier E. & McLeod R. (1994). Spatial and temporal variations in chemical contamination of american eels, *Anguilla rostrata*, captured in the estuary of the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 464-478
- Holcombe G.W., Phipps G.L. & Tanner D.K. (1982). The acute toxicity of kelthane, dursban, disulfoton, pydrin, and permethrin to fathead minnow *Pimephales promelas* and rainbow trout *Salmo gairdneri*. *Environmental Pollution*, 29A, 167-178
- Holden A.V. (1973). Effects of pesticides on fish. In : Edwards C.A. (Ed.). *Environmental Pollution by Pesticides*. Plenum Press, New York, USA, 213-253
- Houlahan J.E., Findley C.S., Schmidt B.R., Meyer A.H. & Kuzmin S.L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian declines. *Nature*, 404, 752-755
- Hunt E.G. & Linn J.D. (1970). Fish kills by pesticides. In : Gillett J.W. (Ed.). *The Biological Impact of Pesticides in the Environment*. Oregon State University Press, Corvallis, USA, 97-103
- Hurlbert S.H. (1975). Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Reviews*, 57, 81-148
- Hurlbert S.H., Mulla M.S. & Willson H.R. (1972). Effects of an organophosphorus insecticide on the phytoplankton, zooplankton, and insect populations of fresh-water ponds. *Ecological Monographs*, 42, 269-299
- Hynes H.B.N. & Williams T.R. (1962). The effect of DDT on a central African stream. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, 56, 78-83
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2000). Les pesticides dans les eaux. Bilan 1997-1998. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2002). Les pesticides dans les eaux. Bilan annuel 2002. Etudes et Travaux n°36. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2003). Les pesticides dans les eaux. Cinquième bilan annuel. Données 2001. Etudes et Travaux n°37. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2004). Les pesticides dans les eaux. Sixième bilan annuel. Données 2002. Etudes et Travaux n°42. Institut Français de l'Environnement, Orléans. Ifremer, 2004
- Institut Français pour l'Exploration de la Mer (Ifremer) (2004a). Phytoplancton et phycotoxines. In : *Site de l'Institut Français pour l'Exploration de la Mer* <http://www.ifremer.fr/envliti/surveillance/rephy.htm>
- Institut Français pour l'Exploration de la Mer (Ifremer) (2004b). Réseau benthique. In : *Site de l'Institut Français pour l'Exploration de la Mer* <http://www.ifremer.fr/lern/Pages/Programme/Rebent.htm>
- IUCN (2004). The IUCN Red List of Threatened Species. In : *Site de l'International Union for Nature Conservancy* <http://www.redlist.org/>
- Jak R.G., Ceulemans M., Scholten M.C.Th. & van Straalen N.M. (1998). Effects of tributyltin on a coastal North Sea plankton community in enclosures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 1840-1847
- Jergentz S., Mugni H., Bonetto C. & Schulz R. (2004). Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural bays near Buenos Aires, Argentina. *Archives of environmental Contamination and Toxicology*, 46, 345-352
- Jobling S., Nolan M., Tyler C.R., Brighty G. & Sumpter J.P. (1998). Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science and Technology*, 32, 2498-2506
- Johnson D.L. (1968). Pesticides and fishes — a review of selected literature. *Transactions of the American Fisheries Society*, 97, 398-424
- Johnson H.E. & Pecor C. (1969). Coho salmon mortality and DDT in Lake Michigan. *North American Wildlife Natural Resources Conference Transactions*, 34, 159-166
- Jones J.C. & Reynolds J.D. (1997). Effects of pollution on reproductive behaviour of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7, 463-491
- Karr J.R. Jr. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27
- Kasai F. & Hanazato T. (1995). Effects of the triazine herbicide, simetryn, on freshwater plankton communities in experimental ponds. *Environmental Pollution*, 89, 197-202
- Kats L.B. & Ferrer R.P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, 9, 99-110
- Kaushik N.K., Solomon K.R., Stephenson G.L. & Day K.E. (1986). Use of limnocorrals in evaluating the effects of pesticides on zooplankton communities. In : Cairns J. Jr. (Ed.), *Community Toxicity Testing*, ASTM STP 920. American Society for Testing and Materials, Philadelphie, 269-290
- Kaushik N.K., Stephenson G.L., Solomon K.R. & Day K.E. (1985). Impact of permethrin on zooplankton communities in limnocorrals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 77-85
- Kedwards T.J., Maund S.J. & Chapman P.F. (1999). Community level analysis of ecotoxicological field studies: I. Biological monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 149-157
- Kerwill C.J. & Edwards H.E. (1967). Fish losses after forest spraying with insecticides in New Brunswick, 1957-1962, as shown by caged specimens and other observations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 24, 708-729
- Kettle W.D., deNoyelles F., Heacock B. & Kadoum A. (1987). Diet and reproductive success of bluegill recovered from experimental ponds treated with atrazine. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38, 47-52
- Kiesecker J.M. (2002). Synergism between trematode infection and pesticide exposure: A link to amphibian limb deformities in nature ? *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 99, 9900-9904

- Kingsbury P.D. (1976). Effects of an aerial application of the synthetic pyrethroid permethrin on a forest stream. *Manitoba Entomologist*, 10, 9-17
- Kingsbury P.D. & Kreuzweiser D.P. (1987). Permethrin treatments in Canadian forests. Part 1: Impact on stream fish. *Pesticide Science*, 19, 35-48
- Kirk J.J. (1988). Western spotted frogs (*Rana pretiosa*) mortality following forest spraying of DDT. *Herpetological Review*, 19, 51-53
- Kitsiou D. & Karydis M. (2000). Categorical mapping of marine eutrophication based on ecological indices. *Science of the Total Environment*, 255, 113-127
- Kladivko E.J., Brown L.C. & Baker J.L. (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Critical Review of Environmental Science and Technology*, 31, 1-62
- Kladivko E.J., Grochulska J., Turco R.F., VanScoyoc G.E. & Eigel J.D. (1999). Pesticide and nitrate transport into subsurface tile drains of different spacings. *Journal of Environmental Quality*, 28, 997-1004
- Klaine S.J. & Lewis M.A. (1995). Algal and plant toxicity testing. In : Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A. Jr. & Cairns J. Jr. (Eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 163-184.
- Knezovich J.P., Harrison F.L. & Wilhelm R.G. (1987). The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 32, 233-245
- Knutson M.G., Sauer J.R., Olsen D.A., Mossman M.J., Hemesath L.M. & Lannoo M.J. (1999). Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology*, 13, 1437-1446
- Koelmans A.A., Van der Heijde A., Knijff L.M. & Aaldernik R.H. (2001). Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate and effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research*, 35, 3517-3536
- Kolkwitz R. & Marsson M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbesetzung zu Berlin*, 1, 33-72
- Kolkwitz R. & Marsson M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26A, 505-519
- Korthals G.W., Alexiev A.D., Lexmond T.M., Kammenga J.E. & Bongers T. (1996). Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 979-985
- Kreuger J. (1998). Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *Science of the Total Environment*, 216, 227-251
- Kreuger J. & Brink N. (1988). Losses of pesticides from agriculture. In : Pesticides: Food and Environmental Implications. IAEA/FAO International Symposium on Changing Perspective in Agrochemicals, 24-27 Nov. 1987. IAEA-SM-297/21, 101-112.
- Lahr J. (1998). An ecological assessment of the hazard of eight insecticides used in desert locust control, to invertebrates in temporary ponds in the Sahel. *Aquatic Ecology*, 32, 153-162
- Legget D., Bubbs J.C. & Lester J.N. (1995). The role of pollutants and sedimentary processes in flood defence. A case study: salt marshes of the Essex coast, UK. *Environmental Toxicology*, 16, 457-466
- Lehtinen R.M., Galatowitsch S.M. & Tester J.R. (1999). Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19, 1-12
- Lenat D.R. (1984). Agriculture and stream water quality: a biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management*, 8, 333-344
- Lenat D.R. & Crawford J.K. (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294, 185-199
- Leonard A.W., Hyne R.V., Lim R.P. & Chapman J.C. (1999). Effect of endosulfan runoff from cotton fields on macroinvertebrates in the Namoi River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 125-134
- Leonard A.W., Hyne R.V., Lim R.P., Pablo F. & Van den Brink P.J. (2000). Riverine endosulfan concentrations in the Namoi River, Australia: link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1540-1551
- Lévêque C. (1995). L'habitat : être au bon endroit au bon moment ? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 337/338/339, 9-20
- Lewis M.A. (1993). Freshwater primary producers. In : Calow P. (Ed.), *Handbook of Ecotoxicology*, Vol. 1. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 28-50
- Liess M. (1994). Pesticide impact on macroinvertebrate communities of running waters in agricultural ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22, 2060-2062.
- Liess M. (1998). Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26, 1245-1249
- Liess M. (2005). Predicting effects of pesticides in streams. In : Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Streloke M. & Tarazona J. (Eds.). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Liess M. & Schulz R. (1999). Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1948-1955
- Liess M. & Von der Ohe P. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, sous presse

- Liess M., Schulz R., Liess M.H.-D., Rother B. & Kreuzig R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research*, 33, 239-247
- Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelke M. & Tarazona J. (2005). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Lucassen W.G.H. & Leeuwangh P. (1994). Responses of zooplankton to Dursban®4E insecticide in a pond experiment. In : Graney R.L., Kennedy J.H. & Rodgers J.H. Jr. (Eds.), *Aquatic Mesocosm Studies in Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 517-534
- Madden C.P., Suter P.J., Nicholson B.C. & Austin A.D. (1992). Deformities in chironomid larvae as indicators of pollution (pesticide) stress. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26, 551-557
- Marco A., Quilchano C. & Blaustein A.R. (1999). Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2836-2839
- Mason C.F., Underwood G.J.C., Baker N.R., Davey P.A., Davidson I., Hanlon A., Long S.P., Oxborough K., Paterson D.M. & Watson A. (2003). The role of herbicides in the erosion of salt marshes in eastern England. *Environmental Pollution*, 122, 41-49
- Matthiessen P., Sheahan D., Harrison R., Kirby M., Rycroft R., Turnbull A., Volkner C. & Williams R. (1995). Use of *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30, 111-123
- Meakins N.C., Bubbs J.M. & Lester J.N. (1995). The mobility, partitioning and degradation of atrazine and simazine in the salt marsh environment. *Marine Pollution Bulletin*, 30, 812-819
- Metcalfe J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60, 101-139
- Miller T.J.L., Crowder L.B., Rice J.A. & Marshall E.A. (1988). Larval size and recruitment mechanisms in fishes: toward a conceptual framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, 114-125
- Minier C., Levy F., Rabel D., Bocquené G., Godefroy D., Burgeot T. & Le Boulenger F. (2000). Flounder health status in the Seine Bay. A multibiomarker study. *Marine Environmental Research*, 50, 373-377
- Mitchell G.C., Bennett D. & Pearson N. (1993). Effects of lindane on macroinvertebrates and periphyton in outdoor artificial streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25, 90-102
- Moore M.T., Schulz R., Cooper C.M., Smith S. Jr. & Rodgers J.H. Jr. (2002). Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere*, 46, 827-835
- Morrison B.R.S. & Wells D.E. (1981). The fate of fenitrothion in a stream environment and its effect on the fauna, following aerial spraying of a Scottish forest. *The Science of the Total Environment*, 19, 233-252
- Mount D.I. & Putnicki G.J. (1966). Summary report of the 1963 Mississippi fish kill. *Transactions of the North American Wildlife Conference*, 31, 177-184
- Muirhead-Thomson R.C. (1987). *Pesticide Impact on Stream Fauna with Special Reference to Macroinvertebrates*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mulla M.S., Darwazeh H.A. & Dhillon M.S. (1981). Impact and joint action of decamethrin and permethrin and freshwater fishes on mosquitoes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 100-104
- Murphy K.J. & Barrett P.R.F. (1990). Chemical control of aquatic weeds. In : Pieterse A.H. & Murphy K.J. (Eds.), *Aquatic Weeds, the Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetations*. Oxford University Press, Oxford, UK, 136-173
- Murphy M. (2005). Atrazine banned in EU but safe in US. *Chem. Ind.*, 10.
- Murphy M.L. & Hall J.D. (1981). Varied effects of clearcut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 137-145.
- Murty A.S. (1986a). *Toxicity of Pesticides to Fish*, Vol. I. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Murty A.S. (1986b). *Toxicity of Pesticides to Fish*, Vol. II. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Muths E., Corn P.S., Pessier A.P. & Green D.E. (2003). Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. *Biological Conservation*, 110, 357-365
- Muxika I., Borja A. & Bonne W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5, 19-31
- Neumann M., Liess M. & Schulz R. (2003). A qualitative method for monitoring water quality in temporary channels or point sources and its application to pesticide contamination. *Chemosphere*, 51, 509-513
- Nyholm N. & Källqvist T. (1989). Methods for growth inhibition toxicity tests with freshwater algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 680-703
- Nyström B., Björnsäter B. & Blanck H. (1999). Effects of sulfonylurea herbicides on non-target aquatic micro-organisms. Growth inhibition of micro-algae and short-term inhibition of adenine and thymidine incorporation in periphyton communities. *Aquatic Toxicology*, 47, 9-22
- Oberdorff T., Pont D., Huguéy B. & Chessel D. (2001a). A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46, 399-415
- Oberdorff T., Belliard J., Manné S., Roset N. & Vigneron T. (2001b). Un indice préliminaire de qualité écologique fondé sur les peuplements de poissons des cours d'eau Français : synthèse des résultats actuels et perspectives. Rapport final de la Phase II du programme national « Indice Poisson ». Conseil Supérieur de la Pêche, 47 p.

- Oldham R.S., Latham D.M., Hilton-Brown D., Towns M., Cooke A.S. & Burn A. (1997). The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61, 69-74
- Orlando E.F., Kolok A.S., Binzick G.A., Gates J.L., Horton M.K., Lambright C.S., Gray L.E., Soto A.M. & Guillette L.J. Jr. (2004). Endocrine-disrupting effects of cattle feedlot effluent on an aquatic sentinel species, the fathead minnow. *Environmental Health Perspectives*, 112, 353-358
- Padisak J. (2003). Phytoplankton. In : O'Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (Eds.). *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, 251-308
- Padovani L. & Capri E. (2005). Chlorpyrifos-methyl dissipation in a small adjacent water body following application to citrus. *Chemosphere*, 58, 1219-1229
- Papst M.H. & Boyer M.G. (1980). Effects of two organophosphorus insecticides on the chlorophyll *a* and pheopigment concentration of standing ponds. *Hydrobiologia*, 69, 245-250
- Peichl L., Lay J.P. & Korte F. (1985). Wirkung von Atrazin und 2,4-Dichlophenoxyessigsäure auf die Populationsdichte von Phyto- und Zooplankton in einem aquatischen Freilandssystem. *Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung*, 18, 218-222
- Persoons G. & Janssen C. (1993). Freshwater invertebrate toxicity tests. In : Calow P. (Ed.) *Handbook of Ecotoxicology*, Vol. 1. Blackwell Scientific, Oxford, 51-65
- Petersen L.B.-M. & Petersen R.C. Jr. (1983). Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams. *Freshwater Biology*, 13, 185-191.
- Phyu Y.L., Warne M.S.J. & Lim R.P. (2004). Toxicity of atrazine and molinate to the cladoceran *Daphnia carinata* and the effect of river water and bottom sediment on their bioavailability. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 308-315
- Pickering A.D. & Sumpter J.P. (2003). Comprehending endocrine disrupters in aquatic environments. *Environmental Science and Technology* 37, 331A-336A
- Pinckney J.L., Paerl H.W., Tester P. & Richardson T.L. (2001). The role of nutrient loading and eutrophication in estuarine ecology. *Environmental Health and Perspectives*, 109, 699-706
- Pokorny J. & Kvet J. (2003). Aquatic plants and lake ecosystems. In : O'Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (eds), *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, 309-340
- Pourriot R., Capblancq J., Champ P. & Meyer J.-A. (1982). *Ecologie du plancton des eaux continentales*. Collection d'Écologie, 16. Masson, Paris.
- Pretty J.N., Mason C.F., Nedwell D.B., Hine R.E., Leaf S. & Dils R. (2003). Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science and Technology*, 37, 201-208
- Reed T. (2003). Macroinvertebrate assemblage change in a small eastern Orgeon stream following disturbance by grazing cattle. *Journal of Freshwater Ecology*, 18, 315-319
- Reeder A.L., Foley G.L., Nichols D.K., Hansen L.G., Wikoff B., Faeh S., Eisold J., Wheeler M.B., Warner R., Murphy J.E. & Beasley V.R. (1998). Forms and prevalence of intersexuality and effects of environmental contaminants on sexuality in cricket frogs (*Acris crepitans*). *Environmental Health Perspectives*, 106, 261-266
- Relyea R.A. & Mills N. (2001). Predator-induced stress makes the pesticide carbaryl more deadly to gray treefrog tadpoles (*Hyla versicolor*). *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 98, 2491-2496
- Richard D.I., Small J.W. & Osborne J.A. (1985). Response of zooplankton to a reduction and elimination of submerged vegetation by grass carp and herbicide in four Florida lakes. *Hydrobiologia*, 123, 97-108
- Roelke D. & Buyukates Y. (2001). The diversity of harmful algal bloom-triggering mechanisms and the complexity of bloom initiation. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7, 1347-1362
- Rohr J.R., Elskus A.A., Shepherd B.S., Crowley P.H., McCarthy T.M., Niedzwiecki J.H., Sager T., Sih A. & Palmer B.D. (2004). Multiple stressors and salamanders: effects of an herbicide, food limitation, and hydroperiod. *Ecological Applications*, 14, 1028-1040
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, USA.
- Ross L.J., Nicosia S., McChesney M.M., Hfener K.L., Gonzales D.A. & Seiber J.N. (1990). Volatilization, off-site deposition and dissipation of DCPA in the field. *Journal of Environmental Quality*, 19, 715-722
- Ross P., Scott G.I., Fulton M.H. & Strozier E.D. (1996). Immuno-assays for rapid, inexpensive monitoring of agricultural chemicals. In : Richardson M. (Ed.). *Environmental Xenobiotics*. Taylor and Francis, London, UK, 161-178
- Rouse J.D., Bishop C.A. & Struger J. (1999). Nitrogen pollution. An assessment of its threat to amphibian survival. *Environmental Health Perspectives*, 107, 799-803
- Rowan D.J. & Rasmussen J.B. (1992). Why don't Great Lakes fish reflect environmental concentrations of organic contaminants ? — An analysis of between-lake variability in the ecological partitioning of PCBs and DDT. *Journal of Great Lakes Research*, 18, 724-741
- Salyi G. & Csaba G. (1994). Pyrethroid poisoning of fish. Case report and review article. *Magyar Állatorvosok Lapja*, 49, 664-670
- Sallenave R.M. & Day K.E. (1991). Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. *Chemosphere*, 23, 57-76
- Sanders H.O., Walsh D.F. & Campbell R.S. (1981). Abate: effects of the organophosphate insecticide on bluegills and invertebrates in ponds. *Technical Paper of the United States Fish and Wildlife Services*, 104. Washington D.C., USA.
- Sandilands K.A., Hann B.J. & Goldsborough L.G. (2000). The impact of nutrients and submersed macrophytes on invertebrates in a prairie wetland, Delta Marsh, Manitoba. *Archiv für Hydrobiologie*, 148, 411-459

- Sandin L. & Johnson R.K. (2000). The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*, 422/423, 233-243
- Sbrilli G., Bimbi B., Cioni F., Pagliai L., Luchi F. & Lanciotti E. (2005). Surface and ground waters characterization in Tuscany (Italy) by using algal bioassay and pesticide determinations: comparative evaluation of the results and hazard assessment of the pesticides impact on primary productivity. *Chemosphere*, 58, 571-578
- Schäfers C., Hommen U., Dembinski M. & Gonzalez-Valero J. (2005). Landscape level pesticide risk assessment using freshwater macroinvertebrate community structure in the orchard agriculture of "Altes Land", Germany. In : Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelke M. & Tarazona J. (Eds.). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Schlenk D., Huggett D.B., Allgood J., Bennett E., Rimoldi J., Beeler A.B., Block D., Holder A.W., Hovinga R. & Bedient P. (2001). Toxicity of fipronil and its degradation products to *Procambarus* sp.: Field and laboratory studies. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 41, 325-332
- Schlösser I.J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303, 71-81
- Schmieder K. (2004). European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. *Limnologica*, 34, 3-14
- Schmitt C.J., Ludke J.L. & Walsh D.F. (1981). Organochlorine residues in fish, 1970-74. *Pesticide Monitoring Journal*, 14, 136-206
- Schulz R. (2001). Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Water Research*, 35, 1869-1876
- Schulz R. (2003). Using a freshwater amphipod in situ bioassay as a sensitive tool to detect pesticide effects in the field. *Environmental Contamination and Toxicology*, 22, 1172-1176
- Schulz R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality*, 33, 419-448
- Schulz R. (2005). The Lourens River, South Africa - A case study for a Mediterranean agricultural catchment. In : Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelke M. & Tarazona J. (Eds.). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Schulz R. & Liess M. (1999a). A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46, 155-176
- Schulz R. & Liess M. (1999b). Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2243-2250
- Schulz R. & Peall S.K.C. (2001a). Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint-source pesticide pollution in the Lourens River Catchment, South Africa. *Environmental Science and Technology*, 35, 422-426
- Schulz R., Thiere G. & Dabrowski J.M. (2002). A combined microcosm and field approach to evaluate the aquatic toxicity of azinphosmethyl to stream communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 2172-2178
- Schulz R., Hauschild M., Ebeling M., Nanko-Drees J., Wogram J. & Liess M. (1998). A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere*, 36, 3071-3082
- Schulz R., Peall S.K.C., Dabrowski J.M. & Reinecke A.J. (2000b1). Current-use insecticides, phosphates and suspended solids in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season. *Water South Africa*, 27, 65-70
- Schulz R., Peall S.K.C., Hugo C. & Krause V. (2001c). Concentration, load and toxicity of spray drift-borne azinphos-methyl at the inlet and outlet of a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 18, 239-245
- Scott, G.I., Fulton M.H., Moore D.W., Wirth E.F., Chandler G.T., Key P.B., Daugomah J.W., Strozier E.D., Devane J., Clark J.R., Lewis M.A., Finley D.B., Ellenberg W. & Karnaky K.J. Jr. (1999). Assessment of risk reduction strategies for the management of agricultural nonpoint source pesticide runoff in estuarine ecosystem. *Toxicology and Industrial Health*, 15, 200-213
- Sebastien R.J., Brust R.A. & Rosenberg D.M. (1989). Impact of methoxychlor on selected nontarget organisms in a riffle of the Souris River, Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 1047-1061
- Segner H., Carroll K., Fenske M., Janssen C.R., Maack G., Pascoe D., Schäfers C., Vanderbergh G.F., Watts M. & Wenzel A. (2003). Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the European IDEA project. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 302-314
- Semlitsch, R.D. (2000). Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64, 615-631
- Shires S.W. (1983). The use of small enclosures to assess the toxic effects of cypermethrin on fish under field conditions. *Pesticide Science*, 14, 475-480
- Shires S.W. & Bennett D. (1985). Contamination and effects in freshwater ditches resulting from an aerial application of cypermethrin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 9, 145-158
- Siebers J., Binner R. & Wittich K.-P. (2003). Investigation of downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere*, 51, 397-407
- Siefert R.E., Lozano S.J., Brazner J.C. & Knuth M.L. (1989). Littoral enclosures for aquatic field testing of pesticides : effects of chlorpyrifos on a natural system. In : Voshell J.R. Jr. (Ed.), *Using Mesocosms to Assess the Aquatic Ecological Risk of Pesticides*. *Miscellaneous Publications of the Entomological Society of America*, 75, 57-73
- Skelly D.K., Werner E.E. & Cortwright S.A. (1999). Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology*, 80, 2326-2337

- Smies M., Evers R.H.J., Peijnenburg F.H.M. & Koeman J.H. (1980). Environmental aspects of field trials with pyrethroids to eradicate tsetse fly in Nigeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 4, 114-128
- Smith T.M. & Stratton G.W. (1986). Synthetic pyrethroids and nontarget organisms. *Residue Reviews*, 97, 93-120
- Smith D.J. & Underwood G.J.C. (1998). Exopolymer production by intertidal epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography*, 43, 1578-1591
- Solbé J.F. de L.G. (1993). Freshwater fish. In : Calow P. (Ed.) *Handbook of Ecotoxicology*, Vol. 1. Blackwell Scientific, Oxford, 66-82
- Spalding R.F. & Snow D.D. (1989). Stream levels of agrochemicals during a spring discharge event. *Chemosphere*, 19, 1129-1140.
- Sparling D.W., Fellers G.M. & McConnell (2001). Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 1591-1595
- Sparling D.W., Linder G. & Bishop C. (Ed.) (2000). *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. SETAC Press, Pensacola, USA.
- Stahlschmidt-Allner P., Allner B., Römbke J. & Knacker T. (1997). Endocrine disrupters in the aquatic environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 4, 155-162
- Stebbins R.C. & Cohen N.W. (1995). *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Stephenson M. & Mackie G.L. (1986). Effects of 2,4-D treatment on natural benthic macroinvertebrate communities in replicate artificial ponds. *Aquatic Toxicology*, 9, 243-251
- Stephenson R.R. & Kane D.F. (1984). Persistence and effects of chemicals in small enclosures in ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 13, 313-326
- Sturm A., Wogram J., Hansen P.D. & Liess M. (1999). Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: Natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 194-200
- Suhling F., Befeld S., Häusler M., Katzur K., Lepkojus S. & Mesléard F. (2000). Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhone-delta, France. *Hydrobiologia*, 431, 69-79
- Sundaram K.M.S., Holmes S.B., Kreutzweiser D.P., Sundaram A. & Kingsbury P.D. (1991). Environmental persistence and impact of diflubenzuron in a forest aquatic environment following aerial application. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20, 313-324
- Suttle K.B., Power M.E., Levine J.M. & McNeely C. (2004). How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. *Ecological Applications*, 14, 969-974
- Symons P.E.K. (1977). Dispersal and toxicology of the insecticide fenitrothion; predicting hazards of forests spraying. *Residue Reviews*, 38, 1-36
- Symons P.E.K. & Harding G.D. (1974). Biomass changes of stream fishes after forest spraying with the insecticide fenitrothion. *Fisheries Research Board of Canada Technical Report*, 432, 1-47
- Tada M. & Shiraishi H. (1994). Changes in abundance of benthic macroinvertebrates in a pesticide-contaminated river. *Japan Journal of Limnology*, 55, 159-164
- Takamura K. (1996). Life cycle of the damselfly *Calopteryx atrata* in relation to pesticide contamination. *Ecotoxicology*, 5, 1-8
- Takamura K., Hatakeyama S. & Shiraishi H. (1991a). Odonate larvae as an indicator of pesticide contamination. *Applied Entomology and Zoology*, 26, 321-326
- Takamura K., Nohara S., Kariyura T., Okazaki M. & Ito K. (1991b). Effects of pesticide contamination from rice fields on stream benthic arthropods. *Japan Journal of Limnology*, 52, 95-103
- Tavera-Mendoza L., Ruby S., Brousseau P. Fournier M., Cyr D. & Marcoglise D. (2002a). Response of the amphibian tadpole (*Xenopus laevis*) to atrazine during sexual differentiation of the testis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 527-531
- Tavera-Mendoza L., Ruby S., Brousseau P. Fournier M., Cyr D. & Marcoglise D. (2002b). Response of the amphibian tadpole (*Xenopus laevis*) to atrazine during sexual differentiation of the ovary. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1264-1267
- Taylor S.K., Williams E.S. & Mills K.W. (1999). Effects of malathion on disease susceptibility in Woodhouse's toads. *Journal of Wildlife Diseases*, 35, 536-541
- Thiere G. & Schulz R. (2004). Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lourens River, South Africa. *Water Research*, 38, 3092-3102
- Thursby G.B., Anderson B.S., Walsh G.E. & Steele R.L. (1993). A review of the current status of marine algal toxicity testing in the United States. In : Gorsuch J.W. & Lewis M.A. (Eds.), *Environmental Toxicity and Risk Assessment: Aquatic, Plant and Terrestrial*. ASTM STP 1179. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, 362-377
- Townsend C.R., Downes B.J., Peacock K. & Arbuttle C.J. (2004). Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology*, 49, 448-462
- Tucker K.A. & Burton G.A. (1999). Assessment of nonpoint-source runoff in a stream using in situ and laboratory approaches. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2797-2803
- Underwood G.J.C. (1997). Microalgal colonization in a saltmarsh restoration scheme. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 471-481
- van Aerle R., Nolan M., Jobling S., Christiansen L.B., Sumpter J.P. & Tyler C.R. (2001). Sexual disruption in a second species of wild cyprinid fish (the gudgeon *Gobio gobio*) in United Kingdom freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2841-2847
- van Donk E., Prins H., Voogd H.M., Crum S.J.H. & Brock T.C.M. (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms. I. Responses of plankton and zooplanktivorous insects. *Archiv für Hydrobiologie*, 133, 417-439

- van Wijngaarden R. & Leeuwangh P. (1989). Relation between toxicity in laboratory and pond: an ecotoxicological study with chlorpyrifos. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit Gent*, 54, 1061-1069
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A., Lovy C. & Lambert J.C. (2004). The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annales de Limnologie*, 40, 1-9
- Wallace J.B. & Hynes H.B.N. (1975). The catastrophic drift of stream insects after treatments with methoxychlor (1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-methoxyphenyl)ethane). *Environmental Pollution*, 8, 225-268
- Wallace J.B., Huryn A.D. & Lugthart G.J. (1991). Colonization of a headwater stream during three years of seasonal insecticidal applications. *Hydrobiologia*, 211, 65-76
- Wallace J.B., Cuffney T.F., Lay C.C. & Vogel D. (1987). The influence of an ecosystem-level manipulation on prey consumption by a lotic dragonfly. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 35-40
- Wallace J.B., Lugthart G.J., Cuffney T.F. & Schurr G.A. (1989). The impact of repeated insecticidal treatments on drift and benthos of a headwater stream. *Hydrobiologia*, 179, 135-147
- Wang W. (1990). Literature review on duckweed toxicity testing. *Environmental Research*, 52, 7-22
- Wang W. (1992). Use of plants for the assessment of environmental contaminants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 126, 87-127
- Wangberg S.A. (1995). Effects of arsenate and copper on algal communities in polluted lakes in the northern parts of Sweden assayed by PICT (Pollution-Induced Community Tolerance). *Hydrobiologia*, 306, 109-124
- Warner K. & Fenderson O.C. (1962). Effects of DDT spraying for forest insects on Maine trout streams. *Journal of Wildlife Management*, 26, 86-93
- Waters T.F. (1995). *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control*. American Fisheries Society, Bethesda, USA.
- Webber E.C., Deutsch W.G., Bayne D.R. & Seesock W.C. (1992). Ecosystem-level testing of a synthetic pyrethroid insecticide in aquatic mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 87-105
- Wester P.W. & Canton J.H. (1986). Histopathological study of *Oryzias latipes* (medaka) after long-term α -hexachlorocyclohexane exposure. *Aquatic Toxicology*, 9, 21-45
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology* (3rd ed.). Academic Press, London.
- Weyrauch S.L. & Grubb T.C. (2004). Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation*, 115, 443-450
- Wood P.J. & Armitage P.D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, 203-217
- Xu Q. & Oldham R.S. (1997). Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, 298-303
- Yaméogo L., Tapsoba J.-M., Bihoum M. & Quillévéré D. (1993a). Short-term toxicity of pyraclofos used as a blackfly larvicide on non-target aquatic fauna in a tropical environment. *Chemosphere*, 27, 2425-2439
- Yaméogo L., Abban E.K., Elouard J.-M., Traore K. & Calamari D. (1993b). Effects of permethrin as *Simulium* larvicide on non-target aquatic fauna in an African river. *Ecotoxicology*, 2, 157-174
- Yasuno M., Ohkita J. & Hatakeyama S. (1982). Effects of temephos on macrobenthos in a stream of Mt. Tsukuba. *Japanese Journal of Ecology*, 32, 29-38
- Yasuno M., Sagaya Y. & Iwakuma T. (1985). Effects of insecticides on the benthic community in a model stream. *Environmental Pollution*, 38, 31-43
- Yasuno S., Okita J., Saito K., Nakamura Y., Hatakeyama S. & Kasuga K. (1981). Effects of fenitrothion on benthic fauna in small streams of Mt. Tsukuba, Japan. *Japan Journal of Ecology*, 31, 237-245
- Zaga A., Little E.E., Rabeni C.F. & Ellersieck M.R. (1998). Photoenhanced toxicity of a carbamate insecticide to early life stage anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 2543-2553

3.4 - Méthodes de diagnostic des contaminations et des impacts

3.4.1 - L'évaluation du risque environnemental dans le cadre des autorisations de mise sur le marché

- Directive 91/414/EC, CONSLEG: 1991L0414 — 01/01/2004, Office des publications officielles des Communautés européennes, 207pp.
- Johnsen K., Jacobsen C.S. & Tosvik V. (2001). Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils—a review. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 443-453
- Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelke M. & Tarazona J. (2005). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Sanco (2001). Guidance Document on risk assessment on aquatic ecotoxicology, European Commission. DG Sanco n°3268.
- Sanco (2000). Guidance Document on risk assessment on birds and mammals, European Commission. DG Sanco n°4145.

- Sanco (2000). Guidance Document on risk assessment on terrestrial ecotoxicology, European Commission. DG Sanco n° 10329.
- SSM (2004). Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques, Commission d'étude de la toxicité des produits anti parasitaires à usage agricole et des produits assimilés, des matières fertilisantes et des supports de culture, révision 6-5, octobre 2004.

3.4.2 - Observations-réseaux de surveillance

- Adams S.M. (2003). Establishing causality between environmental stressors and effects on aquatic ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9, 17-35
- Adams S.M., Greeley M.S. & Ryon M.G. (2000). Evaluating effects of contaminants on fish health at multiple levels of biological organization: extrapolating from lower to higher levels. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6, 15-27
- Adams S.M., Giesy J.P., Tremblay L.A. & Eason C.T. (2001). The use of biomarkers in ecological risk assessment: recommendations from the Christchurch conference on biomarkers in ecotoxicology. *Biomarkers*, 6, 1-6
- Akcha F., Burgeot Th., Budzinski H., Pfohl-Leszkowicz A. & Narbonne J.-F. (2000). Induction and elimination of bulky benzo[*a*]pyrene-related DNA adducts and 8-oxodGuo in mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed in vivo to B_aP-contaminated feed. *Marine Ecology Progress Series*, 205, 195-206
- Akkerhuis G. (1993). Walking behavior and population-density of adult Linyphiid spiders in relation to minimizing the plot size in short-term pesticide studies with pyrethroid insecticides. *Environmental Pollution*, 80, 163-171
- Alba-Tercedor J. & Sanchez-Ortega A. (1988). Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4, 51-56
- Aldenberg T. & Jaworska J. (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 1-18
- Aldenberg T. & Slob W. (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25, 48-63
- Amiard J.-C. & Cosson R.P. (1997). Les métallothionéines. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 53-66
- Amiard J.-C., Caquet Th. & Lagadic L. (1998). Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. In Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (eds), *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, XXI-XXXI.
- Andersen A.N. (1997). Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology*, 1, 8. <http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss1/art8>
- Anderson T.-H. (2003). Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 285-293
- Anonyme (2002). Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. Under Council Directive 91/414/EEC, Document SANCO/4145/2000.
- Aoki J.-I. (1967). Microhabitats of oribatid mites on a forest floor. *Bulletin of the Natural Science Museum*, 10, 133-138
- Aoki J.-I., Harada H. & Miyawaki A. (1977). Relation between fauna of soil mites (Oribatei) and human impacts in four main natural forest regions in Kanagawa Prefecture, Central Japan. *Bulletin of the Institute of Environmental Science and Technology, Yokohama National University*, 3, 121-133
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. (1983). The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (1992). Norme française NF T 90-350. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2000). Norme française NF T 90-354. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2002). Norme française NF T 90-390. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments (IOBS).
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2003). Norme française NF T 90-395. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2004). Norme française NF T 90-344. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Poissons Rivière (IPR).
- Auffret M., Mujdzic N., Corporeau C. & Moraga D. (2002). Xenobiotic-induced immunomodulation in the European flat oyster, *Ostrea edulis*. *Marine Environmental Research*, 54, 585-589
- Bachelier G. (1986). La vie animale dans les sols. ORSTOM, Paris.
- Bailey R.C., Kennedy M.G., Dervish M.Z. & Taylor R.M. (1998). Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39, 765-774

- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocol for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C., USA
- Barton D.R. (1996). The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*, 36, 397-410
- Barton D.R. & Metcalfe-Smith J.L. (1992). A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 21, 225-244
- Bays J.S. & Crisman T.L. (1983). Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 1813-1819
- Bazzanti M. (2000). Macroinvertebrate nematodes as biological indicators in a Mediterranean lowland river in Central Italy: a case study. *Archiv für Hydrobiologie*, 148, 59-70
- Bazzanti M. & Seminara M. (1987). Environmental stress in a regulated eutrophic lake indicated by the profundal macroinvertebrate community. *Bollettino Zoologico*, 54, 261-266
- Beaver J.R. & Crisman T.L. (1990). Use of microzooplankton as an early indicator of advancing cultural eutrophication. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 532-537
- Beck T. (1984). Methods and application of sil microbiological analysis at the Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBB) in Munich for the determination of some aspects of soil fertility. In : Nemes M.P., Kiss S., Papacostea P., Stefanic C. & Rusan M. (Eds.). *Fifth Symposium on Soil Biology*. Romanian National Society of Soil Science, Bucarest, 13-20
- Beckmen K.B., Blake J.E., Ylitalo G.M., Stott J.L. & O'Hara T.M. (2003). Organochlorine contaminant exposure and associations with hematological and humoral immune functional assays with dam age as a factor in free-ranging northern fur seal pups (*Callorhinus ursinus*). *Marine Pollution Bulletin*, 46, 594-606
- Beeby A. (2001). What do sentinels stand for ? *Environmental Pollution*, 112, 285-298
- Behan Pelletier V.M. (1999). Oribatid mites in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 411-423
- Beliaeff B., O'Connor T.P. & Claisse D. (1998). Comparison of chemical concentrations in mussels and oysters from the United States and France. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49, 87-95
- Bellan G. (1984). Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bulletin d'Ecologie*, 15, 13-20
- Belotti E. (1998). Assessment of a soil quality criterion by means of a field survey. *Applied Soil Ecology*, 10, 51-63
- Bérard A., Pelte T., Menthon E., Druart J.-C. & Bourrain X. (1998). Caractérisation du phytoplancton de deux systèmes limniques vis-à-vis d'un herbicide inhibiteur de la photosynthèse: la méthode PICT, application et signification. *Annales de Limnologie*, 34, 269-282
- Bérard A., Dorigo U., Humbert J.-F., Leboulanger C. & Seguin F. (2002). La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée aux communautés algales: intérêt comme outil de diagnose et d'évaluation du risque écotoxicologique en milieu aquatique. *Annales de Limnologie*, 38, 247-261
- Bernini F., Avanzati A.M., Baratti M. & Migliorini M. (1995). Oribatid mites (Acari Oribatida) of the Farma Valley (Southern Tuscany). *Notulae Oribatologicae*, 65, 45-129
- Beukema J.J. (1988). An evaluation of the ABC method abundance/biomass comparison as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology*, 99, 425-433
- Beyrem H. & Aissa P. (2000). Free-living nematodes, bio-indicators of the evolution of hydrocarbon concentrations in the bay of Bizerta (Tunisia). *Cahiers de Biologie Marine*, 41, 329-342
- Biagianti-Risbourg S. (1997). Les perturbations (ultra)structurales du foie des poissons utilisées comme biomarqueurs de la qualité sanitaire des milieux aquatiques. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 355-391
- Bigler C. & Hall, R.I. (2002). Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *Journal of Paleolimnology*, 27, 96-115
- Bilyard G.R. (1987). The value of benthic in fauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, 18, 581-585
- Bird G.A. (1994). Use of chironomid deformities to assess environmental degradation in the Yamaska River, Quebec. *Environmental Monitoring and Assessment*, 30, 163-175
- Blanck H. (2002). A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8, 1003-1034
- Blanck H., Wängberg S.-A. & Molander S. (1998). Pollution-Induced Community Tolerance – A new ecotoxicological tool. In : Cairns J. Jr. & Pratt J.R. (Ed.). *Functional Testing of Aquatic Biota or Estimating Hazards of Chemicals*. ASTM STP 1988. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, 219-230
- Blandin P. (1986) Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17, 215-307
- Bocquené G., Galgani F. & Walker C.H. (1997). Les cholinestérases, biomarqueurs de neurotoxicité. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 209-240
- Bohac J. (1999). Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 357-372
- Boivin M.-E.Y., Breure A.M., Posthuma L. & Rutgers M. (2002). Determination of field effects of contaminants – Significance of Pollution-Induced Community Tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8, 1035-1055

- Bonaly J. & Barque J.-Ph. (1997). Protéines de stress et microalgues. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 97-104
- Bongers T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83, 14-19
- Bongers T. (1999). The Maturity Index, the evolution of nematode life history traits, adaptive radiation and cp-scaling. *Plant and Soil*, 212, 13-22
- Bongers T. & Bongers M. (1998). Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, 10, 239-251
- Bongers T. & Koerthals G. (1994). The behaviour of maturity Index and plant parasite index under enriched conditions. *Proc. 22nd International Nematology Symposium*, Ghent, 39
- Bongers T., Alkemade R. & Yeates G.W. (1991). Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series*, 76, 135-142
- Bongers T., van der Meulen H. & Kortals G. (1997). Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. *Applied Soil Ecology*, 6, 195-199
- Borja A., Franco J. & Perez V. (2000). A marine bioic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114
- Borja A., Muxika I. & Franco J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 835-845
- Borja A., Franco J., Valencia V., bald J., Muxika I., Belzunce M.J. & Solaun O. (2004). Implementation of the European Water Framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 209-218
- Branco L.H.Z. & Pereira J.L. (2002). Evaluation of seasonal dynamics and bioindication potential of macroalgal communities in a polluted tropical stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 155, 147-161
- Bro-Rasmussen F. & Lokke H. (1984). Ecoepidemiology – A casuistic discipline describing ecological disturbances and damages in relation to their specific causes, exemplified by chlorinated phenols and chlorophenoxy acids. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 4, 391-399
- Brosse S., Giraduel J.-L. & Lek S. (2001). Utilisation of non-supervised neural networks and principal component analysis to study fish assemblages. *Ecological Modelling*, 146, 159-166
- Brousseau P., Dunier M., Deschaux P., De Guise S., Krzystyniak K. & Fournier M. (1997). Marqueurs immunologiques. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 287-314
- Brouwer A., Murk A.J. & Koeman J.H. (1990). Biochemical and physiological approaches in ecotoxicology. *Functional Ecology*, 4, 275-281
- Brown M.W. & Adler C.R.L. (1989). Community structure of phytophagous arthropods on apple. *Environmental Entomologist*, 18, 600-607
- Brown M.W. & Puterka G.J. (1997). Orchard management effects on the arthropod community on peach with comparison to apple. *Journal of Entomological Science*, 32, 165-182
- Brzeski M.W. (1996). Changes of the nematode fauna in the successive age classes of a Scots pine forest. *Fragmenta Faunistica*, 38, 339-345
- Buffagni A. (1997). Mayfly community composition and the biological quality of streams. In : Landolt P. & Sartori M. (Eds): *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*, MTL, Fribourg, 235-246
- Buffagni A. & Comin E. (2000). Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia*, 422/423, 183-195
- Burgeot Th. & Galgani F. (1998). Application de l'EROD chez les poissons marins dans un programme pluridisciplinaire de surveillance de la Mer du Nord. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 33-56
- Bustnes J.O., Erikstad K.E., Skaare J.U., Bakken V. & Mehlum F. (2003). Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. *Ecological Applications*, 13, 504-515
- Calow P. & Sibly R.M. (1990). A physiological basis of population processes: ecotoxicological implications. *Functional Ecology*, 4, 283-288
- Canfield T.J. & Jones J.R. (1996). Zooplankton abundance, biomass, and size-distribution in selected midwestern waterbodies and relation with trophic state. *Journal of Freshwater Ecology*, 11, 171-181
- Caquet Th. & Lagadic L. (1998). Conséquences d'atteintes individuelles précoces sur la dynamique des populations et la structuration des communautés et des écosystèmes. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 265-298
- Caquet T., Deydier-Stephan L., Lacroix G., Le Rouzic B. & Lescher-Moutoué F. (2005). Effects of fomesafen, alone and in combination with an adjuvant, on planktonic communities in freshwater outdoor pond mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 1116-1124
- Carballo J.L., Naranjo S.A. & Garcia-Gomez J.C. (1996). Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). *Marine Ecology Progress Series*, 135, 109-122
- Carbiener R., Trémolières M., Mercier J.L. & Ortscheit A. (1990). Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86, 71-88
- Carcamo H.A., Niemelä J.K. & Spence J.R. (1995). Farming and ground beetles: effects of agronomic practice on populations and community structure. *Canadian Entomologist*, 127, 123-140

- Casini S., Fossi M.C., Leonzio C. & Renzoni A. (2003). Review: porphyrins as biomarkers for hazard assessment of bird populations: Destructive and non-destructive use. *Ecotoxicology*, 12, 297-305
- Chandler J.R. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69, 415-421
- Charollais S. (2004). Biosurveillance des retombées atmosphériques des pesticides: étude de faisabilité cartographique en Bourgogne. DIREN Bourgogne. 77 pp.
- Cheek A.O., Brouwer T.H., Carroll S., Manning S., McLachlan J.A. & Brouwer M. (2001). Experimental evaluation of vitellogenin as a predictive biomarker for reproductive disruption. *Environmental Health Perspectives*, 109, 681-690
- Chessman B., Grows I., Curry J. & Plunkett-Cole N. (1999). Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology*, 41, 317-331
- Chon T.S., Park Y.S., Moon K.H. & Cha E.Y. (1996). Patterning communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling*, 90, 67-78
- Christin M.S., Menard L., Gendron A.D., Ruby S., Cyr D. & Marcogliese D.J. (2004). Effects of agricultural pesticides on the immune system of *Xenopus laevis* and *Rana pipiens*. *Aquatic Toxicology*, 67, 33-43
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 177-143
- Corsi I., Mariottini M., Sensini C., Lancini L. & Focardi S. (2003). Cytochrome P450, acetylcholinesterase and gonadal histology for evaluating contaminant exposure levels in fishes from a highly eutrophic brackish ecosystem: the Orbetello Lagoon, Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 203-212
- Cosson R.P. & Amiard J.-C. (1998). Utilisation des métallothionéines comme biomarqueurs d'exposition aux métaux. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 77-109
- Cossu C., Doyotte A., Jasquin M.-C. & Vasseur P. (1997a). Mécanismes de formation et effets des espèces réactives de l'oxygène. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux. Masson, Paris, 125-147
- Cossu C., Doyotte A., Jasquin M.-C. & Vasseur P. (1997b). Biomarqueurs du stress oxydant chez les animaux aquatiques. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux. Masson, Paris, 149-163
- Crain D.A., Rooney A.A., Orlando E.F. & Guillette L.J. Jr. (2000). Endocrine-disrupting contaminants and hormone dynamics: lessons from wildlife. In : Guillette L.J. Jr. & Crain D.A. (Ed.), *Environmental Endocrine Disruptors: An Evolutionary Perspective*. Taylor & Francis, New York, 1-21
- Crayemeersch J.A. (1991). Applicability of the abundance/biomass comparison method to detect pollution effects on intertidal macrobenthic communities. *Hydrobiological Bulletin*, 24, 133-140
- Culp J.M., Lowell R.B. & Cash K.J. (2000). Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1167-1173
- Dahl B. & Blanck H. (1996). Pollution-induced community tolerance (PICT) in periphyton communities established under tri-*n*-butyltin (TBT) stress in marine microcosms. *Aquatic Toxicology*, 34, 305-325
- Dahl J., Johnson R.K. & Sandin L. (2004). Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 161-172
- Dance K.W. & Hynes H.B.N. (1980). Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environmental Pollution*, 22, 19-28
- Dauer D.M. (1993). Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26, 249-257
- Dauer D.M., Luckenbach M.W. & Rodi A.J. (1993). Abundance-biomass comparison ABC method: effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine Biology*, 116, 507-518
- de Coen W.M. & Janssen C.R. (2003a). The missing biomarker link: relationships between effects on the cellular energy allocation biomarker of toxicant-stressed *Daphnia magna* and corresponding population characteristics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 1632-1641
- de Coen W.M. & Janssen C.R. (2003b). A multivariate biomarker-based model predicting population-level responses of *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 2195-2201
- de Goede R.G.M., Bongers T. & Ettema C.H. (1993). Graphical presentation and interpretation of nematode community structure, cp triangles. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit Gent*, 58, 743-750
- de Pauw N., Lambert V. & Van Kenhove A. (1992). Application of artificial substrates for biological monitoring of large rivers and canals in Flanders and The Netherlands. Flemish Environmental Agency (VMM), Erembodegem
- Debenay J.P. & Guillou J.J. (2002). Ecological transitions indicated by foraminiferal assemblages in paralic environments. *Estuaries*, 25, 1107-1120
- Depledge M.H. (1994). The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. In : Fossi M.-C. & Leonzio C. (Eds.). *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 261-285
- Depledge M.H. & Fossi M.C. (1994). The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates. *Ecotoxicology*, 3, 161-172
- Depledge M.H., Amaral-Mendes J.J., Daniel B., Halbrook R.S., Kloepper-Sams P., Moore M.N. & Peakall D.B. (1993). The conceptual basis of the biomarker approach. In : Peakall D.B. & Shugart L.R. (Eds.). *Biomarkers. Research and Application in the Assessment of Environmental Health* (NATO Advanced Science Institutes Series, Vol. H 68). Springer Verlag, Berlin, 15-29

- Devilleers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L. & Soulas G. (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Lavoisier Tec & Doc, Paris.
- Dhainaut A., Bonaly J., Barque J.-Ph., Minier C. & Caquet Th. (1997). Protéines de choc thermique et résistance multixénobiotique. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 67-95
- Dhainaut-Courtois N., Pruvot C., Empis A. & Baudet K. (2000). Les peuplements macrozoobenthiques indicateurs des qualités physico-chimiques et chimiques des sédiments portuaires - exemple du port de Boulogne-sur-mer (Manche). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 125, 49-62
- Dixit S.S., Smol J.P., Kingston J.C. & Charles D.F. (1992). Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science and Technology*, 26, 23-33
- Dodds W.K., Hutson R.E., Eiche A.C., Evans M.A., Gudder D.A., Fritz K.M. & Gray L. (1996). The relationship of floods, drying, flow and light to primary production and producer biomass in a prairie stream. *Hydrobiologia*, 333, 151-159
- Doles J.L., Zimmermann R.J. & Moore J.C. (2001). Soil microarthropod community structure and dynamics in organic and conventionally managed apple orchards in Western Colorado, USA. *Applied Soil Ecology*, 18, 83-96
- Doran J.W. & Parkin T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In : Doran J.W., Coelam D.C., Bezdicsek D.F. & Stewart B.A. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Development. Soil Science Society of America Special Publication*, 35, 3-21
- Döring T.F. & Kromp B. (2003). Which carabid species benefit from organic agriculture ? – a review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 153-161
- Döring T.F., Hiller A., Wehke S., Schulte G. & Broll G. (2003). Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 133-139
- Dutta H.M. & Arends D.A. (2003). Effects of endosulfan on brain acetylcholinesterase activity in juvenile bluegill sunfish. *Environmental Research*, 91, 157-162
- Eaton L. (2001). Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 23-30
- Ekschmitt K., Bakonyi G., Bongers M., Boström S., Dogan H., Harrison A., Nagy P., O'Donnell A.G., Papatheodorou E.M., Sohlenius B., Stamou G.P. & Wolters V. (2001). Nematode community structure as an indicator of soil functioning in European grassland soils. *European Journal of Soil Biology*, 37, 263-268
- Elia A.C., Waller W.T. & Norton S.J. (2002). Biochemical responses of Bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*, Rafinesque) to atrazine induced oxidative stress. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 809-816
- Eloranta P. & Soininen J. (2002). Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14, 1-7
- Engle V., Summers J.K. & Gaston G.R. (1994). A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico. *Estuaries*, 17, 372-384
- Eriksson G., Jensen S., Kylin H. & Strachan W. (1989). The pine needle as a monitor of atmospheric pollution. *Nature*, 341, 42-44
- Ettema C.H. & Bongers T. (1993). Characterization of nematode colonization and succession in disturbed soil using the Maturity Index. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 79-85
- Fano E.A., Mistri M. & Rossi R. (2003). The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56, 709-716
- Fauvel G. (1999). Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 275-303
- Fawzi B., Chlaida M., Oubraim S., Loudiki M., Sabour B. & Bouzidi A. (2001). Application de certains indices diatomiques à un cours d'eau marocain: Oued Hassar. *Revue des Sciences de l'Eau*, 14, 73-89
- Felsot A.S., Bhatti M.A., Mink G.I. & Reisenauer G. (1996). Biomonitoring with sentinel plant to assess exposure of nontarget crops to atmospheric deposition of herbicide residues. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 452-459
- Ferreira M.T., Albuquerque A., Aguiar F.C. & Sidorkewicz N. (2002). Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Archiv für Hydrobiologie*, 155, 121-145
- Ferris H., Bongers T. & de Goede R.G.M. (2001). A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology*, 18, 13-29
- Flammarion P., Garric J. & Monod G. (1998). Utilisation de l'activité enzymatique EROD chez les poissons des hydrosystèmes continentaux. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 57-75
- Foissner W. (1997). Protozoa as bioindicators in agroecosystems, with emphasis on farming practices, biocides, and biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62, 93-103
- Font G., Manes J., Molto J.C. & Pico Y. (1993). Solid-phase extraction in multi-residues pesticide analysis of water. *Journal of Chromatography A*, 642, 135-161
- Forbes V.E. & Calow P. (2002). Applying weight of evidence in retrospective ecological risk assessment when quantitative data are limited. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8, 1625-1640
- Forbes V.E. & Calow P. (2004). Systematic approach to weight of evidence in sediment quality assessment: Challenges and opportunities. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 7, 339-350

- Forbes V.E. & Depledge M.H. (1996). Environmental stress and the distribution of traits within populations. In : Baird D.J., Maltby L., Greig-Smith P.W. & Douben P.E.T. (Eds.), *ECOTOXICOLOGY: Ecological Dimensions*. Chapman & Hall, London, UK, 71-86
- Forbes V.E., Møller V. & Depledge M.H. (1995). Intrapopulation variability in sublethal response to heavy metal stress in sexual and asexual gastropod populations. *Functional Ecology*, 9, 477-484
- Forget J., Beliaeff B. & Bocquené G. (2003). Acetylcholinesterase activity in copepods (*Tigriopus brevicornis*) from the Vilaine River estuary, France, as a biomarker of neurotoxic contaminants. *Aquatic Toxicology*, 62, 195-204
- Fossi M.C. & Leonzio C. (1994). *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Fox G.A. (1991). Practical causal inference for ecoepidemiologists. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 33, 359-379
- Frampton G.K. (1999). Spatial variation in non-target effects of the insecticides chlorpyrifos, cypermethrin and pirimicarb on Collembola in winter wheat. *Pesticide Science*, 55, 875-886
- Frampton G.K. (2002). Long-term impacts of an organophosphate-based regime of pesticides on field and field-edge Collembola communities. *Pest Management Science*, 58, 991-1001
- Freckman D.W. & Ettema C.H. (1993). Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 45, 239-261
- Frouz J. (1999). Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 167-186
- Fuller D.R., Stemberger R.S. & Gannon J.E. (1977). Limnetic rotifers as indicators of trophic change. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 93, 104-113
- Gabrylak T & Klekot J. (1985). The effect of paraquat on the peroxide metabolism enzymes in erythrocytes of freshwater fish species. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 81C, 415-418
- Galgani F. & Bocquené G. (1998). Biomarqueurs moléculaires d'exposition des organismes marins aux pesticides organophosphorés et carbamates. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 111-134
- Gallagher E.P., Canada A.T. & DiGiulio R.T. (1992) The protective role of glutathione in chlorothalonil-induced toxicity to channel catfish. *Aquatic Toxicology*, 23, 155-168
- Galloway T.S., Sanger R.C., Smith K.L., Fillmann G., Readman J.W., Ford T.E. & Depledge M.H. (2002). Rapid assessment of marine pollution using multiple biomarkers and chemical immunoassays. *Environmental Science and Technology*, 36, 2219-2226
- Garcia-Alvarez A., Arias M., Diez-Rojo M.A. & Bello A. (2004). Effect of agricultural management on soil nematode trophic structure in a Mediterranean cereal system. *Applied Soil Ecology*, 27, 197-210
- Garcia-Criado F. & Fernandez-Alaez M. (2001). Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) from a Spanish river basin: Good indicators of coal mining pollution? *Archiv fuer Hydrobiologie*, 150, 641-660
- Gerstmeier R. (1989). Lake typology and indicator organisms in application to the profundal chironomid fauna of Starnberger See (Diptera, Chironomidae). *Archiv für Hydrobiologie*, 116, 227-234
- Gessner M.O. & Chauvet E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498-510
- Ghetti P.F. (1997). Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento.
- Gimeno L., Ferrando M.D., Sanchez S., Gimeno L.O. & Andreu E. (1995). Pesticide effects on eel metabolism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 31, 153-157
- Giraudel J.-L. & Lek S. (2001). A comparison of Self-Organizing Map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 141, 329-339
- Glémarec M. & Hily C. (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, Oecologia Applicata*, 2, 139-150
- Goldberg E.D., Koide M., Hodge V., Flegal A.R. & Martin J. (1983). US Mussel Watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 16, 69-93
- Graefe U. (1993). Die Gliederung von Zersetzer-Gesellschaften für die Standortökologie Ansprache. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, 69, 95-98
- Grall J. & Glemarec J. (1997). Biodiversité des fonds de maërl en Bretagne: approche fonctionnelle et impacts anthropiques. *Vie et Milieu*, 47, 339-349
- Grasman K.A., Scanlon P.F. & Fox G.A. (2000). Geographic variation in hematological variables in adult and pre-fledgling herring gulls (*Larus argentatus*) and possible associations with organochlorine exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38, 244-253
- Griffiths B.S., Bonkowski M., Roy J. & Ritz K. (2001). Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16, 49-61
- Guasch H. & Sabater S. (1998). Light history influences the sensitivity to atrazine in periphytic algae. *Journal of Phycology*, 34, 233-241
- Guasch H., Admiraal W., Blanck H., Ivorra N., Lehmann V., Paulson M. Real M. & Sabater S. (1999). Use of lotic periphyton communities as indicators of sensitivity to certain toxicants. In : Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (Ed.), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 245-253

- Guide Technique IBGN (1994). Indice biologique global normalisé, IBGN NF T 90-350. Agences de l'Eau., Ministère chargé de l'Environnement, Conseil Supérieur de la Pêche.
- Hallock P., Lidz B.H., Cockey Burkhard E.M. & Donnelly K.B. (2003). Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: The FORAM Index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81, 221-238
- Hämäläinen H. (1999). Critical appraisal of the indexes of chironomid larval deformities and their use in bioindication. *Annales Zoologici Fennici*, 36, 179-186
- Hamer A.J., Makings J.A., Lane S.J. & Mahony M.J. (2004). Amphibian decline and fertilizers used on agricultural land in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 299-305
- Handy R.D. & Depledge M.H. (1999). Physiological responses: their measurement and use as environmental biomarkers in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 8, 329-349.
- Handy R.D., Runnalls T. & Russell P.M. (2002). Histopathologic biomarkers in three spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*, from several rivers in Southern England that meet the freshwater fisheries directive. *Ecotoxicology*, 11, 467-479
- Handy R.D., Galloway T.S. & Depledge M.H. (2003). A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. *Ecotoxicology*, 12, 331-343
- Hanson M.L. & Lagadic L. (2003). Chitobiase activity as an indicator of aquatic ecosystem health. *SETAC Globe*, 4, 37-38.
- Hargrave B.T. & Theil H. (1983). Assessment of pollution-induced changes in benthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 12, 41-46
- Hario M., Hirvi J.P., Hollmen T. & Rudback E. (2004). Organochlorine concentrations in diseased vs. healthy gull chicks from the northern Baltic. *Environmental Pollution*, 127, 411-423
- Haslam S.M. (1990). *River Pollution: an Ecological Perspective*. Belhaven Press, London, UK.
- Hagman L.E. & Porteous D.J. (1972). Pre-hatch treatments with Dursban 1G granular insecticide for control of mosquito larvae. *Down to Earth*, 28, 21-24
- Hallock P., Lidz B.H., Cockey Burkhard E.M. & Donnelly K.B. (2003). Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: The FORAM Index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81, 221-238
- Hämäläinen H. (1999). Critical appraisal of the indexes of chironomid larval deformities and their use in bioindication. *Annales Zoologici Fennici*, 36, 179-186
- Hamer A.J., Makings J.A., Lane S.J. & Mahony M.J. (2004). Amphibian decline and fertilizers used on agricultural land in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 299-305
- Hamilton D.J., Ambrus A., Dieterle R.M., Jeslot A.S., Harris C.A., Holland P.T., Katayama A., Kurihara N., Linders J., Unsworth J. & Wong S.S. (2003). Regulatory limits for pesticide residues in water. *Pure and Applied Chemistry*, 75, 1123-1155
- Hamilton P.B., Jackson G.S., Kaushik N.K. & Solomon K.R. (1987). The impact of atrazine on lake periphyton communities, including carbon uptake dynamics using track autoradiography. *Environmental Pollution*, 46, 83-103
- Hanazato T. (1998). Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effect of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. *Environmental Pollution*, 101, 361-373
- Hanazato T. & Yasuno M. (1987). Effects of a carbamate insecticide, carbaryl, on the summer phyto- and zooplankton communities in ponds. *Environmental Pollution*, 48, 145-159
- Hanazato T. & Yasuno M. (1990). Influence of time of application of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 77-83
- Hanazato T., Iwakuma T., Yasuno M. & Sakamoto M. (1989). Effects of temephos on zooplankton communities in enclosures in a shallow eutrophic lake. *Environmental Pollution*, 59, 305-314
- Handy R.D. & Depledge M.H. (1999). Physiological responses: their measurement and use as environmental biomarkers in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 8, 329-349.
- Handy R.D., Galloway T.S. & Depledge M.H. (2003). A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. *Ecotoxicology*, 12, 331-343
- Handy R.D., Runnalls T. & Russell P.M. (2002). Histopathologic biomarkers in three spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*, from several rivers in Southern England that meet the freshwater fisheries directive. *Ecotoxicology*, 11, 467-479
- Hansen S.R. & Garton R.R. (1982). The effects of diflubenzuron on a complex laboratory stream community. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11, 1-10
- Hanson M.L. & Lagadic L. (2003). Chitobiase activity as an indicator of aquatic ecosystem health. *SETAC Globe*, 4, 37-38.
- Hargrave B.T. & Theil H. (1983). Assessment of pollution-induced changes in benthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 12, 41-46
- Hario M., Hirvi J.P., Hollmen T. & Rudback E. (2004). Organochlorine concentrations in diseased vs. healthy gull chicks from the northern Baltic. *Environmental Pollution*, 127, 411-423
- Harmsworth G.C. & Long S.P. (1986). An assessment of saltmarsh erosion in Essex, England, with reference to the Dengie Peninsula. *Biological Conservation*, 35, 377-387
- Haslam S.M. (1990). *River Pollution: an Ecological Perspective*. Belhaven Press, London, UK.
- Hatakeyama S. & Yokoyama N. (1997). Correlation between overall pesticide effects monitored by shrimp mortality test and change in macrobenthic fauna in a river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 148-161

- Hatakeyama S., Shiraishi H. & Kobayashi N. (1990). Effects of aerial spraying of insecticides on nontarget macrobenthos in a mountain stream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 19, 254-270
- Hatch A.C., Bleden L.K., Scheessele E. & Blaustein A.R. (2001). Juvenile amphibians do not avoid potentially lethal levels of urea on soil substrate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2328-2335
- Hecker M., Tyler C.R., Hoffmann M., Maddix S. & Karbe L. (2002). Plasma biomarkers in fish provide evidence for endocrine modulation in the Elbe River, Germany. *Environmental Science and Technology*, 36, 2311-2321
- Hellawell J.M. (1986). Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science Publishers, London, UK.
- Hellstrom A., Kylon H., Strachan W.M.J. & Jensen S. (2004). Distribution of some organochlorine compounds in pine needles from Central and Northern Europe. *Environmental Pollution*, 128, 29-48
- Hering D., Mogg O., Sandin L. & Verdonshot P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516, 1-20
- Hewitt L.M., Dubé M.G., Culp J.M., MacLatchy D.L. & Munkittrick K.R. (2003). A proposed framework for investigation of cause for environmental effects monitoring. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9, 195-211
- Hill A.B (1965). The environment and disease: association or causation ? *Proceedings of the Royal Society of Medicine*, 58, 295-300
- Hilsenhoff W.L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*, 20, 31-39
- Hily C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale.
- Hofman J., Bezchlebová J., Dušek L., Doležal L., Holoubek I., Anděl P., Ansorgová A. & Malý S. (2003). Novel approach to monitoring of the soil biological quality. *Environment International*, 28, 771-778
- Hokkanen H. & Holopainen J.K. (1986). Carabid species and activity in biologically and conventionally managed cabbage fields. *Journal of Applied Entomology*, 102, 353-363
- Holmes N.T.H. (1996). The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the national Rivers Authority, National Rivers Authority Region, Peterborough, UK.
- Hontela A. (1998). Biomarqueurs endocriniens: Indicateurs hormonaux de toxicité sublétales chez les poissons. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 183-199
- Hose G.C., James J.M. & Gray M.R. (2002). Spider webs as environmental indicators. *Environmental Pollution*, 120, 725-733
- Huggett R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. Jr. & Bergam H.L. (Eds.) (1992). *Biomarkers. Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. SETAC Special Publications Series, Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Hylland K., Nissen-Lie T., Christensen P.G. & Sandvik, M. (1998). Natural modulation of hepatic metallothionein and cytochrome P4501A in flounder *Platichthys flesus*, L. *Marine Environmental Research*, 46, 51-55
- Institut Français de l'Environnement (IFEN) (2004). Les pesticides dans les eaux. Sixième bilan annuel. Données 2002. Etudes et Travaux n°42. Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- Institut National de l'Environnement et des Risques Industriels (INERIS) (2004). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, version n°4, février 2004. INERIS-DRC-01-25590-API/SD N°99dh283
- Iperti G. (1999). Biodiversity of predaceous coccinellidae in relation to bioindication and economic importance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 323-342
- Isani G., Serra R., Cattani O., Cortesi P. & Carpena E. (1997). Adenylate energy charge and metallothionein as stress indices in *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium and anoxia. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77, 1187-1197
- Ishibashi H., Matsumura N., Hirano M., Matsuoka M., Shiratsuchi H., Ishibashi Y., Takao Y. & Arizono K. (2004). Effects of triclosan on the early life stages and reproduction of medaka *Oryzias latipes* and induction of hepatic vitellogenin. *Aquatic Toxicology*, 67, 167-179
- Iturrondobeita J.C., Saloña M.I., Pereda J., Caballero A.I. & Andrés M.C. (1997). Oribatid mites as an applied tool in studies on bioindication: a particular case. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 69, 85-96
- Jansen W., Böhmer J., Kappus B., Beiter T., Breiting B. & Hock C. (2000). Benthic invertebrate and fish communities as indicators of morphological integrity in the Enz River (south-west Germany). *Hydrobiologia*, 422/423, 331-342
- Jeantet A.-Y., Ballan-Dufrançais C. & Anglo A. (1997). Pollution par les métaux et atteintes cytologiques chez les bivalves marins. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux. Masson, Paris, 315-353
- Jensen S., Eriksson G., Kylin H. & Strachan W. (1992). Atmospheric pollution by persistent organic compounds: monitoring with pine needles. *Chemosphere*, 24, 229-245
- Jergentz S., Pessacq P., Mugni H., Bonetto C. & Schulz R. (2004b). Linking in situ bioassays and population dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 133-141
- Jernelov A. (1996). The international mussel watch: a global assessment of environmental levels of chemical contaminants. *The Science of the Total Environment*, 188, 37-44
- Jones P.D., De Coen W.M., Tremblay L. & Giesy J.P. (2000). Vitellogenin as a biomarker for environmental estrogens. *Water Science and Technology*, 41, 1-14

- Jumel A., Coutellec M.-A., Cravedi J.-P. & Lagadic L. (2002). Nonylphenol polyethoxylate adjuvant mitigates the reproductive toxicity of fomesafen on the freshwater snail *Lymnaea stagnalis* in outdoor experimental ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1876-1888
- Kalarani V., Chandrasekhara Reddy D. & Padmanabha Naidu B. (1984). Impact of endosulfan toxicity on certain aspects of carbohydrate metabolism of the freshwater snail, *Pila globosa* (Swainson). *Geobios*, 11, 197-200
- Karen D.J., Draughn R., Fulton M. & Ross P. (1998). Bone strength and acetylcholinesterase inhibition as endpoints in chlorpyrifos toxicity to *Fundulus heteroclitus*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 60, 167-175
- Karr J.R. Jr. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27
- Kelly M.G. (2002). Role of benthic diatoms in the implementation of the Urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, North-East England. *Journal of Applied Phycology*, 14, 9-18
- Kemp M.J. & Dodds W.K. (2001) Spatial and temporal patterns of nitrogen concentrations in pristine and agriculturally-influenced prairie streams. *Biogeochemistry*, 53, 125-141
- Kendall R.J. & Lacher T.E. (Eds.) (1994). *Wildlife Toxicology and Population Modeling—Integrated Studies of Agroecosystems*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, USA.
- Kerans B.L. & Karr J.B. (1994). A Benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. *Ecological Applications*, 4, 768-785
- Key P.B., Fulton M.H., Layman S.L. & Scott G.I. (1998). Azinphosmethyl exposure to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) life stages with emphasis on larval acetylcholinesterase activity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 645-650
- Khan I.S.A.N. (1990). Assessment of water pollution using diatom community structure and species distribution - A case study in a tropical river basin. *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 75, 317-338
- Kirby M.F., Morris S., Hurst M., Kirby S.J., Neall P., Tylor T. & Fagg A. (2000). The use of cholinesterase activity in flounder (*Platichthys flesus*) muscle tissue as a biomarker of neurotoxic contamination in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 780-791
- Klemm D.J., Blocksom K.A., Thoeny W.T., Fulk F.A., Herlihy A.T., Kaufmann P.R. & Cormier S.M. (2002). Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the Mid-Atlantic Highlands Region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 169-212
- Knezovich J.P., Harrison F.L. & Wilhelm R.G. (1987). The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 32, 233-245
- Knops M., Altenburger R. & Segner H. (2001). Alterations of physiological energetics, growth and reproduction of *Daphnia magna* under toxicant stress. *Aquatic Toxicology*, 53, 79-90
- Kolkwitz R. & Marsson M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbesetzung zu Berlin*, 1, 33-72
- Kolkwitz R. & Marsson M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26A, 505-519
- Korthals G.W., Alexiev A.D., Lexmond T.M., Kammenga J.E. & Bongers T. (1996). Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 979-985
- Kromp B. (1989). Carabid beetle communities (Carbidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27, 241-251
- Kromp B. (1990). Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biology and Fertility of Soils*, 9, 187-192
- Kromp B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 187-228
- Kuznetzova N.A. (1994). Collembolan guild structure as an indicator of tree plantation conditions in urban areas. *Memorabilia Zoologica*, 49, 197-205
- Kwandrans J., Eloranta P., Kawecka B. & Wojtan K. (1998). Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology*, 10, 193-201
- Lafont M., Camus J.C. & Rosso A. (1996). Superficial and hyporheic oligochaete communities as indicators of pollution and water exchange in the River Moselle, France. *Hydrobiologia*, 334, 147-155
- Lafont M., Rosso-Darmet A., Prygiel J., Lesniak C., Ouddane B. & Durbec A. (2000). Les oligochètes en tant qu'indicateurs de l'écotoxicité des sédiments. Application au bassin Artois-Picardie. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 125, 166-168
- Lagadic L. (1999). Biomarkers in invertebrates. Evaluating the effects of chemicals on populations and communities from biochemical and physiological changes in individuals. In : Peakall D.B., Walker C.H. & Migula P. (Eds), *Biomarkers: A Pragmatic Basis for Remediation of Severe Pollution in Eastern Europe*. NATO Science Series, Vol. 54. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 153-175
- Lagadic L., Caquet T., Ramade F. (1994). The role of biomarkers in environmental assessment. (5) Invertebrate populations and communities. *Ecotoxicology*, 3, 193-208
- Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (1997a). Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 1-9
- Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.) (1997b). *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris.
- Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.) (1998). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris.

- Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.) (2000). *Use of Biomarkers for Environmental Quality Assessment*. Science Publishers, Inc., Enfield (NH), USA
- Lam P.K.S. & Gray J.S. (2003). The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 182-186
- Le Gal Y., Lagadic L., Le Bras S. & Caquet Th. (1997). Charge énergétique en adénylates (CEA) et autres biomarqueurs associés au métabolisme énergétique. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 241-285
- Lehman R.M., Colwell F.S. & Garland J.L. (1997). Physiological profiling of indigenous aquatic microbial communities to determine toxic effects of metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 2232-2241
- Lehtonen K.K. & Leinio S. (2003). Effects of exposure to copper and malathion on metallothionein levels and acetylcholinesterase activity of the mussel *Mytilus edulis* and the clam *Macoma balthica* from the northern Baltic sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 71, 489-496
- Lenat D.R. (1983). Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2, 192-198
- Leppäkoski E. (1975). Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments. *Acta Academiae Aboensis*, 35, 1-98
- Liess M. & Schulz R. (1999). Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1948-1955
- Liess M. & Von der Ohe P. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 954-965
- Liess M., Brown C., Döhmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Streloke M. & Tarazona J. (2005). *Effects of Pesticides in the Field*. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Lionetto M.G., Caricato R., Giordano M.E., Pascariello M.F., Marinosci L. & Schettino T. (2003). Integrated use of biomarkers (acetylcholinesterase and antioxidant enzymes activities) in *Mytilus galloprovincialis* and *Mullus barbatus* in an Italian coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 324-330
- Liss W.J., Gut L.J., Westgard P.H. & Warren C.E. (1996). Perspectives on arthropod community structure, organization and development in agricultural crops. *Annual Review of Entomology*, 31, 455-478
- Livingstone D.R. (1993). Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 57, 195-211
- Lobry de Bruyn L.A. (1999). Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 425-441
- Lorenz A., Hering D., Feld C.K. & Rolaufts P. (2004). A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia*, 516, 107-127
- Lowell R.B., Culp J.M. & Dubé M.G. (2000). A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1182-1190
- Lower W.R. & Kendall R.J. (1990). Sentinel species and sentinel bioassay. In : McCarthy J.F. & Shugart L.R. (Eds.), *Biomarkers of Environmental Contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 309-331
- Luka H. (1996). Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung*, 3, 33-36
- Lyons B.P., Bignell J., Stentford G.D. & Feist S.W. (2004). The viviparous blenny (*Zoarces viviparus*) as a bioindicator of contaminant exposure: application of biomarkers of apoptosis and DNA damage. *Marine Environmental Research*, 58, 757-761
- Majeed S.A. (1987). Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. *Marine Pollution Bulletin*, 18, 490-495
- Majer J.D. (1983). Ants: bio-indicators of mine-site rehabilitation, land use and land conservation. *Environmental Management*, 7, 375-383
- Majer J.D. (1985). Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Australian Journal of Ecology*, 10, 31-48
- Maltby L., Blake N., Brock T.C.M. & van den Brink P.J. (2005). Insecticide species sensitivity distributions: the importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 379-388
- Maryanski M., Kramarz P., Laskowski R. & Niklinska M. (2002). Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in carabid beetles (*Poecilus cupreus* L.) exposed to zinc- or cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology*, 11, 127-139
- Maund S., Chapman P., Kedwards T., Tattersfield L., Matthiessen P., Warwick R. & Smith E. (1999). Application of multivariate statistics to ecotoxicological field studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 111-112
- McCarthy J.F. & Shugart L.R. (Eds.) (1990). *Biomarkers of Environmental Contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Melnichuk N.A., Olfert O., Youngs B. & Gillott C. (2003). Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95, 69-72
- Michel X., Narbonne J.-F., Mora P., Daubèze M., Ribera D., Lafaurie M., Budzinski H. & Garrigues Ph. (1998). Indicateurs biochimiques de pollution des écosystèmes côtiers: expérience du groupe interface chimie-biologie des écosystèmes marins (GICBEM). In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 9-32
- Migula P. (2000). Validity and links between enzymatic effects and animal population demography in stressed environments. In : Kammenga J. & Laskowski R. (Eds.) *Demography in Ecotoxicology*. Wiley & Sons, London, UK, 219-240

- Millward R.N. & Grant A. (1995). Assessing the impact of copper on nematode communities from a chronically metal-enriched estuary using Pollution-Induced Community Tolerance. *Marine Pollution Bulletin*, 30, 701-706
- Millward R.N. & Grant A. (2000). Pollution-induced tolerance to copper of nematode communities in the severely contaminated Restronguet Creek and adjacent estuaries, Cornwall, United Kingdom. *Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 454-461.
- Mineau P. (2002). Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 1497-1506
- Molander S. (1991). Detection, validity and specificity of pollution-induced community tolerance (PICT). PhD Thesis, University of Göteborg, 30 p.
- Molander S., Dahl B., Blanck H., Jonsson J. & Sjöström M. (1992). Combined effects of tri-n-butyltin (TBT) and diuron on marine periphyton communities detected as Pollution-Induced Community Tolerance. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 22, 419-427
- Monod G. (1997). L'induction du cytochrome P4501A1. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 33-51
- Munkittrick K.R., McMaster M.E. & Courtney S.C. (2002). Scientific concepts associated with the development of the Canadian environmental effects monitoring program. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37, 3-6
- Murialdo S.E., Fierres M.G., Gonzalez J.F. & Chavez E. (2002). Nematodes as indicators of wetland pollution. *Journal of Environmental Biology*, 23, 423-428
- Murty A.S. & Devi A.P. (1982). The effect of endosulfan and its isomers on tissue protein, glycogen, and lipids in fish *Channa punctata*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 17, 280-286
- Muxika I., Borja A. & Bonne W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5, 19-31
- Myers M.S., Johnson L.L. & Collier T.K. (2003). Establishing the causal relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and hepatic neoplasms and neoplasia-related liver lesions in English sole (*Pleuronectes vetulus*). *Human and Ecological Risk Assessment*, 9, 67-94
- Naranjo S.A., Carballo J.L. & Garcia-Gomez J.C. (1996). Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators ? *Marine Ecology Progress Series*, 144, 119-131
- Narbonne J.-F. & Michel X. (1997). Systèmes de biotransformation chez les mollusques aquatiques. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 11-31
- NAS/NRC (National Academy of Sciences/ National Research Council) (1989). *Biologic Markers in Reproductive Toxicology*. National Academy Press, Washington D.C, USA.
- Neher D.A. & Olson R.K. (1999). Nematode communities in soils of four farm cropping management systems. *Pedobiologia*, 43, 430-438
- Nelson S.M. (2000). Leaf pack breakdown and macroinvertebrate colonization: bioassessment tools for a high-altitude regulated system ? *Environmental Pollution*, 110, 321-329
- Nielsen K., Somod B., Ellegaard C. & Krause Jensen D. (2003). Assessing reference conditions according to the European Water Framework Directive using modelling and analysis of historical data: An example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio*, 32, 287-294
- Niyogi D.K., Lewis W.M. & McKnight D.M. (2001). Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: Biotic mediation of abiotic controls. *Ecological Applications*, 11, 506-516
- NOAA (1998). *Chemical Contaminants in Oysters and Mussels*. NOAA's State of the Coast report. Silver Spring.
- North Sea Task Force (1993). *North Sea Quality Status report 1993*. Oslo and Paris Commissions. Olsen & Oslen, Fredensborg.
- Novak M.A. & Bode R.W. (1992). Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society*, 11, 80-85
- NRC (National Research Council) (1987). Biological markers in environmental health research. *Environmental Health Perspectives*, 74, 3-9
- Nyström B., Björnsäter B. & Blanck H. (1999). Effects of sulfonyleurea herbicides on non-target aquatic micro-organisms. Growth inhibition of micro-algae and short-term inhibition of adenine and thymidine incorporation in periphyton communities. *Aquatic Toxicology*, 47, 9-22
- Oberdorff T., Pont D., Huguency B. & Chessel D. (2001a). A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46, 399-415
- Oberdorff T., Belliard J., Manné S., Roset N. & Vigneron T. (2001b). Un indice préliminaire de qualité écologique fondé sur les peuplements de poissons des cours d'eau Français : synthèse des résultats actuels et perspectives. Rapport final de la Phase II du programme national « Indice Poisson ». Conseil Supérieur de la Pêche, 47 p.
- Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J. & Barbour M. (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. In: Hering D., Verdonschot P.F.M., Moog O. & Sandin L. (Eds.): *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. *Hydrobiologia*, 516, 251-268
- O'Shea T.J. & Tanabe S. (2003). Persistent ocean contaminants and marine mammals: a retrospective overview. In : Vos J.G., Bossart G.D., Fournier M. & O'Shea T.J. (Eds.), *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor & Francis, London, 99-134
- Pace M.J. (1986). An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography*, 31, 45-55

- Palace V.P., Evans R.E., Wautier K., Baron C., Vandenbyllardt L., Vandersteen W. & Kidd K. (2002). Induction of vitellogenin and histological effects in wild fathead minnows from a lake experimentally treated with the synthetic estrogen, ethynylestradiol. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37, 637-650
- Panda S. & Sahu S.K. (2004). Recovery of acetylcholine esterase activity of *Drawida willsi* (Oligochaeta) following application of three pesticides to soil. *Chemosphere*, 55, 283-290
- Pankhurst C.E., Doube B.M. & Gupta V.V.S.R. (1997). Biological indicators of soil health : synthesis. In : Pankhurst C.E., Doube B.M. & Gupta V.V.S.R. (Eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International Publishing, Wallingford, UK, 419-435
- Paoletti M.G. (1999). The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 137-155
- Paoletti M.G. & Hassal M. (1999). Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 157-165
- Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C. & Mozzanica E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 323-333
- Park Y.S., Chon T.S., Kwak I.S. & Lek S. (2004). Hierarchical community classification and assessment of aquatic ecosystems using artificial neural networks. *The Science of the Total Environment*, 327, 105-122
- Pascoal C., Cassio F. & Gomes P. (2001). Leaf breakdown rates: A measure of water quality? *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 86, 407-416
- Peakall D. (1992). *Animal Biomarkers as Pollution Indicators*. Chapman & Hall, London, UK
- Peakall D.B. (1994). Biomarkers : the way forward in environmental assessment. *Toxicology and Ecotoxicology News*, 1, 55-60
- Peakall D.B. & Shugart L.R. (eds) (1993). *Biomarkers: Research and Application in the Assessment of Environmental Health*. NATO ASI Series, serie H: Cell Biology, vol. 68. Springer Verlag, Berlin.
- Pearson T. & Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Annual Review of Oceanography and Marine Biology*, 16, 229-311
- Peijnenburg W.J.G.M. & Jager T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56, 63-77
- Pellerin-Massicote J. & Tremblay R. (1998). La fragilité lysosomale en tant que biomarqueur cytologique. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 225-242
- Perucci P. (1992). Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils*, 14, 54-60
- Petrovic S., Ozretic B., Krajnovic Ozretic M. & Bobinac D. (2001). Lysosomal membrane stability and metallothioneins in digestive gland of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) as biomarkers in a field study. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 1373-1378
- Philip G.H., Reddy P.M. & Sridevi G. (1995). Cypermethrin-induced *in vivo* alterations in the carbohydrate metabolism of freshwater fish, *Labeo rohita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 31, 173-178
- Phillips D.J.H. & Rainbow P.S. (1993). *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Elsevier, London, UK.
- Phillips D.J.H. & Segar D.A. (1986). Use of bio-monitors in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin*, 17, 10-17
- Piechotta G., Lacorn M., Lang T., Kammann U., Simat T., Jenke H.S. & Steinhart H. (1999). Apoptosis in dab (*Limanda limanda*) as possible new biomarker for anthropogenic stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 50-56
- Ponge J.-F., Gillet S., Dubs F., Fedoroff E., Haese L., Sousa J.P. & Lavelle P. (2003). Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 813-826
- Porazinska D.L., McSorley R., Duncan L.W., Graham J.H., Wheaton T.A. & Parsons L.R. (1998a). Relationship between soil chemical status, soil nematode community and sustainability indices. *Nematropica*, 28, 249-262
- Porazinska D.L., McSorley R., Duncan L.W., Graham J.H., Wheaton T.A. & Parsons L.R. (1998). Nematode community composition under various irrigation schemes in a citrus soil ecosystem. *Journal of Nematology*, 30, 170-178
- Porazinska D.L., Duncan L.W., McSorley R. & Graham J.H. (1999). Nematode communities as indicators of status and processes of a soil ecosystem influenced by agricultural management practices. *Applied Soil Ecology*, 13, 69-86
- Potts G.R. (1986). *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London, UK.
- Poulickova A., Duchoslav M. & Dokulil M. (2004). Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology*, 39, 143-152
- Prygiel J., Carpentier P., Almeida S., Coste M., Duart J.-C., Ector L., Guillard D., Honoré M.A., Iserentant R., Ledeganck P., Lalanne-Cassou C., Lesniak C., Mercier I., Moncaut P., Nazart M., Nouchet N., Peres F., Peeters V., Rimet F., Rumeau A., Sabater S., Straub F., Torrisi M., Tudesque L., Van de Vijver B., Vidal H., Vizinet J. & Zydek N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14, 27-39
- Pyza E., Mak P., Kramarz P. & Laskowski R. (1997) Heat shock proteins (HSP70) as biomarkers in ecotoxicological studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 244-251
- Quinn J.M. & Hickey C.W. (1990). Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 387-409

- Quintana X.D. (2002). Measuring the intensity of disturbance in zooplankton communities of Mediterranean salt marshes using multivariate analysis. *Journal of Plankton Research*, 24, 255-265
- Radenac G., Bocquené G., Fichet D. & Miramand P. (1998). Contamination of a dredged-material disposal site (La Rochelle Bay, France). The use of the acetylcholinesterase activity of *Mytilus edulis* (L.) as a biomarker of pesticides: the need for a critical approach. *Biomarkers*, 3, 305-315
- Rae J.G. (1989). Chironomid midges as indicators of organic pollution in the Scioto River basin, Ohio. *Ohio Journal of Science*, 89, 5-9
- Raffaelli D.G. & Mason C.F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*, 12, 158-163
- Rao J.V., Pavan Y.S. & Madhavendra S.S. (2003). Toxic effects of chlorpyrifos on morphology and acetylcholinesterase activity in the earthworm, *Eisenia foetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 296-301
- Raymond M. (1996). Les marqueurs génétiques en biologie des populations: vers une écologie moléculaire. *Médecine/Sciences*, 12, 153-157
- Relyea C.D., Minshall G.W. & Danehy R.J. (2000). Stream insects as bioindicators of fine sediment. In Watershed Management 2000 Conference. Water Environment Federation, 1-19
- Rether B., Masfarau J.-F., Keith G., Devaux A. & Monod G. (1997). Biomarqueurs de génotoxicité chez les végétaux et les animaux. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux. Masson, Paris, 185-208
- Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M. (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 833-852
- Ribeiro S., Guilhermino L., Sousa J.P. & Soares A.M.V.M. (1999). Novel bioassay based on acetylcholinesterase and lactate dehydrogenase activities to evaluate the toxicity of chemicals to soil isopods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 287-293
- Richards R.P. & Baker D.B. (1993). Pesticide concentration patterns in agricultural drainage networks in the Lake Erin basin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 13-26.
- Rickwood C.J. & Galloway T.S. (2004). Acetylcholinesterase inhibition as a biomarker of adverse effect - A study of *Mytilus edulis* exposed to the priority pollutant chlorfenvinphos. *Aquatic Toxicology*, 67, 45-56
- Ritz K. & Trudgill D. (1999). Utility of nematode community analysis as an integrated measure of the functional state of soils: perspectives and challenges. *Plant and Soil*, 212, 1-11
- Rivière J.-L. (1993). Les animaux sentinelles. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 20, 59-67
- Rivière J.-L., Fouchécourt M.-O. & Walker C.H. (1998). Biomarqueurs d'exposition des oiseaux et des petits mammifères aux polluants. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 57-75
- Roberts R.D., Gregory M.R. & Foster B.A. (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study – a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 231-235
- Romanic S.H. & Krauthacker B. (2004). Distribution of organochlorine compounds in pine needles collected at urban sites in Croatia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72, 1203-1210
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, USA.
- Rotchell J.M., Clarke K.R., Newton L.C. & Bird D.J. (2001). Hepatic metallothionein as a biomarker for metal contamination: age effects and seasonal variation in European flounders (*Pleuronectes flesus*) from the Severn Estuary and Bristol Channel. *Marine Environmental Research*, 52, 151-171
- Roush R.T. & Tabashnik B.E. (Eds.) (1990). *Pesticide Resistance in Arthropods*. Chapman and Hall, New York, USA.
- Ruf A. (1997). Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden – Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden. . *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 69, 209-216
- Ruf A. (1998). A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as an indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. *Applied Soil Ecology*, 9, 447-452
- Ruf A., Beck L., Dreher P., Hund-Rinke K., Römbke J. & Spelda J. (2003). A biological classification concept for the assessment of soil quality: "biological soil classification scheme" (BBSK). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 263-271
- Sagerup K., Henriksen E.O., Skaare J.U. & Gabrielsen G.W. (2002). Intraspecific variation in trophic feeding levels and organochlorine concentrations in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from Bjørnøya, the Barents Sea. *Ecotoxicology*, 11, 119-125
- Salas F., Neto J.M., Borja A. & Marques J.C. (2004). Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystem: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, 4, 215-225
- Sanchez-Hernandez J.C. (2001). Wildlife exposure to organophosphorus insecticides. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 172, 21-63
- Sandin L., Dahl J. & Johnson R.K. (2004). Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 129-148
- Schlöter M., Dilly O. & Munch J.C. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 255-262
- Schneider S. & Melzer A. (2003). The trophic index of macrophytes (TIM) - a new tool for indicating the trophic state of running waters. *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 88, 49-67

- Schratzberger M., Gee J.M., Rees H.L., Boyd S.E. & Wall C.M. (2000). The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of marine environments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80, 969-980
- Schulz R. & Liess M (1999a). A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46, 155-176
- Schulz R., Thiere G. & Dabrowski J.M. (2002) A combined microcosm and field approach to evaluate the aquatic toxicity of azinphosmethyl to stream communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 2172-2178
- Schwaiger J., Wanke R., Adam S., Pawert M., Honnen W. & Triebkorn R. (1997). The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6, 75-86
- Scott M.C. & Hall L.W. Jr. (1997). Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126,349-360
- Scott-Fordsmand J.J. & Weeks J.M. (2000). Biomarkers in earthworms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 165, 117-159
- Sericano J.L., Wade T.L., Jackson T.J., Brooks J.M., Tripp B.W., Farrington J.W., Mee L.D., Readman J.W., Villeneuve J.-P. & Goldberg E.D. (1995). Trace organic contamination in the Americas: an overview of the US National Status & Trends and the international 'Mussel Watch' programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 31, 214-225
- Servia M.J., Cobo F. & Gonzalez M.A. (1998). Deformities in larval *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818) (Diptera, Chironomidae) and their use as bioindicators of toxic sediment stress. *Hydrobiologia*, 385, 153-162
- Sharaf A.A., Mohamed A.M., Abu El-Ghar M.R. & Mousa A.H. (1975). Control of snail hosts of bilharziasis in Egypt. 3. Effects of the organophosphorous insecticide, Dursban, on carbohydrate metabolism of the snails *Biomphalaria alexandrina* and *Bulinus truncatus*. *Egyptian Journal on Bilharziasis*, 2, 49-61
- Shugart L.R. (2000). DNA damage as a biomarker of exposure. *Ecotoxicology*, 9, 229-240
- Sibly R.M., Newton I., & Walker C.H. (2000). Effects of dieldrin on population growth rates of sparrowhawks 1963-1986. *Journal of Applied Ecology*, 37, 540-546
- Siepel H. & van de Bund C.F. (1988). The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. *Pedobiologia*, 31, 339-354
- Simpson J. & Norris R.H. (2000) Biological assessment of water quality: development of AusRivAS models and outputs. In : Wright J.F., Sutcliffe D.W. & Furse M.T. (Eds) *RIVPACS and similar techniques for assessing the biological quality of freshwaters* (ed.) Freshwater Biological Association and Environment Agency, U.K., Ableside, Cumbria, U.K., 125-142
- Skriver J., Friberg N. & Kirkegaard J. (2000). Biological assessment of running waters in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27, 1822-1830
- Small A.M., Adey W.H., Lutz S.M., Reese E.G. & Roberts D.L. (1996). A macrophyte based rapid biosurvey of stream water quality: restoration at the watershed scale. *Restoration Ecology*, 4, 124-145
- Smeda R.J. & Vaughn K.C. (1997). Mechanisms of resistance to herbicides. In : Sjut V. (Ed.), *Molecular Mechanisms of Resistance to Agrochemicals, Chemistry of Plant Protection, Vol. 13*. Springer, Berlin, 79-123
- Smith K.L., Galloway T.S. & Depledge M.H. (2000). Neuro-endocrine biomarkers of pollution-induced stress in marine invertebrates. *The Science of the Total Environment*, 262, 185-190
- Snyder M.J. & Mulder E.P. (2001). Environmental endocrine disruption in decapod crustacean larvae: hormone titers, cytochrome P450, and stress protein responses to heptachlor exposure. *Aquatic Toxicology*, 55, 177-190
- Sotherton, N.W. & Holland, J.M. (2002). Indirect effects of pesticides on farmland wildlife. In : Hoffman D.J., Rattner B.A. Burton G.A. Jr. & Cairns J. Jr. (Eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, USA, 1173-1195
- Spano L., Tyler C.R., van Aerle R., Devos P., Mandiki S.N.M., Silvestre F., Thome J.P. & Kestemont P. (2004). Effects of atrazine on sex steroid dynamics, plasma vitellogenin concentration and gonad development in adult goldfish (*Carassius auratus*). *Aquatic Toxicology*, 66, 369-379
- Sparling G.P. (1997). Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In : Pankhurst C.E., Doube B.M. & Gupta V.V.S.R. (Ed.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International Publishing, Wallingford, UK, 97-120
- Spear P.A. & Bourbonnais D.H. (1998). Utilisation des rétinoides en tant que biomarqueurs. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 201-224
- Sprules W.G. (1977). Crustacean zooplankton communities as indicators of limnological conditions: an approach using principal component analysis. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 962-975
- Spurgeon D.J. & Hopkin S.P. (1999). Seasonal variation in the abundance, biomass and biodiversity of earthworms in soils contaminated with metal emissions from a primary smelting works. *Journal of Applied Ecology*, 36, 173-183
- Spurgeon D.J., Sandifer R.D. & Hopkin S.P. (1996). The use of macro-invertebrate for population and community monitoring of metal contamination – indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SOILPACS). In : van Straalen N.M. & Krivolutsky D.A. (Eds.), *Bioindicator Systems for Soil Pollution*. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution. Moscow, Russia, 24-28 April 1995. Kluwer Academic, Dordrecht, 95-110
- Srivastava A.K. & Gupta A.B. (1981). The effect of sodium salt of 2,4-D on carbohydrate metabolism in the indian catfish *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Acta Hydrobiologica*, 23, 259-268

- Stefanic F., Ellade G. & Chirangeanu J. (1984). Researchs concerning a biological index of soil fertility. In : Nemes M.P., Kiss S., Papacostea P., Stefanic C. & Rusan M. (Eds.). *Fifth Symposium on Soil Biology*. Romanian National Society of Soil Science, Bucarest, 35-45
- Steinert S.A. (1999). DNA damage as a bivalve biomarker. *Biomarkers*, 4, 492-496
- Stenberg B. (1999). Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. *Acta Agricultura Scandinavica, Section B, Soil and Plant Sciences*, 49, 1-24
- Stentiford G.D., Longshaw M., Lyons B.P., Jones G., Green M. & Feist S.W. (2003). Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. *Marine Environmental Research*, 55, 137-159
- Stout S.J., Dacunha A.R., Picard G.L. & Safarpour M.M. (1998). Simplification of analytical methods in pesticide residue analysis by liquid chromatography/electrospray ionization mass spectrometry and tandem mass spectrometry. *Journal of the Association of Official Analyst Chemists International*, 81, 685-690
- Sturm A., Wogram J., Hansen P.D. & Liess M. (1999). Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: Natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 194-200
- Susser M. (1986). Rules of inference in epidemiology. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 6, 116-128
- Suter G.W. II, Norton S.B. & Cormier S.M. (2002). A methodology for inferring the causes of observed impairments in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1101-1111
- Thiebaut G. & Muller S. (1999). A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, 410, 17-24
- Thiebaut G., Guérol F. & Muller S. (2002). Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tool to monitor water quality ? *Water Research*, 36, 3602-3610
- Timbrell J.A., Drapper R. & Waterfield C. (1994). Biomarkers in toxicology: new uses for old molecules. *Toxicology and Ecotoxicology News*, 1, 4-14
- Tison J., Giraudel J.-L., Coste M., Park Y.-S. & Delmas F. (2004). Use of unsupervised neural networks for ecoregional zoning of hydrosystems through diatom communities: case study of Adour-Garonne watershed (France). *Archiv für Hydrobiologie*, 159, 409-422
- Trasar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F. & Seoane S. (1997). Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26, 100-106
- Triebskorn R., Adam S., Casper H., Honnen W., Pawert M., Schramm M., Schwaiger J. & Köhler H.-R. (2002). Biomarkers as diagnostic tools for evaluating effects of unknown past water quality conditions on stream organisms. *Ecotoxicology*, 11, 451-465
- Tripathi P.K. & Singh A. (2004). Toxic effects of cypermethrin and alphamethrin on reproduction and oxidative metabolism of the freshwater snail, *Lymnaea acuminata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58, 227-235
- Usseglio-Polatera P., Thomas S., Beisel J.N. & Moreteau J.C. (1999). Illustration de la valeur indicatrice des caractéristiques biologiques des macroinvertébrés d'une communauté benthique à différentes échelles d'observation. *Annales de Limnologie*, 35, 71-80
- Vallet F. (2002). Mesure des pesticides dans l'atmosphère en Poitou-Charentes. Développement de techniques de biosurveillance des pesticides. AASQA Atmo Poitou-Charentes. 93 pp.
- Van Cleef K.A., Kaplan L.A.E. & Crivello J.F. (2000). Metallothionein mRNA expression in spawning and non-spawning *Fundulus heteroclitus* following acute exposure to starvation and waterborne cadmium. *Fish Physiology and Biochemistry*, 22, 319-327
- Van den Brink P.J. & Ter Braak C.J.F. (1999). Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 138-148
- Van der Oost R., van Schooten F.-J., Ariese F., Heida H., Satumalay K. & Vermeulen N.P.E. (1994). Bioaccumulation, biotransformation and DNA binding of PAHs in feral eel (*Anguilla anguilla*) exposed to polluted sediments: a field survey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13, 859-870
- Van Dolah R.F., Hyland J.L., Holland A.F., Rosen J.S. & Snoots T.R. (1999). A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern U.S.A. *Marine Environmental Research*, 48, 269-283
- Van Straalen N.M. (1997). Community structure of soil arthropods. In : Pankhurst C.E., Doube B.M. & Gupta V.V.S.R. (Ed.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International Publishing, Wallingford, UK, 235-264
- Van Straalen N.M. (1998). Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9, 429-437
- Van Straalen N.M. & Krivolutsky D.A. (Ed.) (1996). *Bioindicator Systems for Soil Pollution*. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution. Moscow, Russia, 24-28 April 1995. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Vangronsveld J., Mocquot B., Mench M. & Clijsters H. (1997). Biomarqueurs du stress oxydant chez les végétaux . In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, 165-184
- Vangronsveld J., Mench M., Mocquot B. & Clijsters H. (1998). Biomarqueurs d'exposition des végétaux terrestres aux polluants: application à la pollution par les métaux. In : Lagadic L., Caquet Th., Amiard J.-C. & Ramade F. (Eds.). *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 165-181
- Varanasi U., Reichert W.L. & Stein J.E. (1989). ³²P-postlabelling analysis of DNA adducts in liver of wild english sole (*Parophrys vetulus*) and winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Cancer Research*, 49, 1171-1177

- Verdonschot P.F.M. (1990). Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands): PhD Thesis, Wageningen University
- Verge C., Moreno A., Bravo J. & Berna J.L. (2001). Influence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Chemosphere*, 44, 1749-1757
- Verslycke T., Vercauteren J., Devos C., Moens L., Sandra P. & Janssen C.R. (2003). Cellular energy allocation in the estuarine mysid shrimp *Neomysis integer* (Crustacea : Mysidacea) following tributyltin exposure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 288, 167-179
- Walsh P., El Adlouni C., Mukhopadhyay M.J., Viel G., Nadeau D. & Poirier G.G. (1995). ³²P-postlabelling determination of DNA adducts in the earthworm *Lumbricus terrestris* exposed to PAH-contaminated soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, 654-661
- Wangberg S.-A. (1995). Effects of arsenate and copper on algal communities in polluted lakes in the northern parts of Sweden assayed by PICT (Pollution-Induced Community Tolerance). *Hydrobiologia*, 306, 109-124
- Warwick R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562
- Warwick R.M. (1988). The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 19, 259-268
- Warwick R.M. & Clarke K.R. (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118, 739-744
- Warwick R.M., Pearson R. & Ruswahyuni R. (1987). Detection of pollution effects on marine macrobenthos : further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*, 95, 193-200
- Warwick R.M., Platt H.M., Clarke K.R., Agard J. & Gobin J. (1990). Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbor, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138, 119-142
- Washington H.G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special reference to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18, 653-694
- Wasilewska, L. (1994). The effects of age of meadows on succession and diversity in soil nematode communities. *Pedobiologia*, 38, 1-11
- Waterhouse J.C. & Farrell M.P. (1985). Identifying pollution related changes in chironomid communities as a function of taxonomic rank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 406-413
- Weeks J.M. (1995). The value of biomarkers for ecological risk assessment: academic toys or legislative tools ? *Applied Soil Ecology*, 2, 215-216
- Weisberg S.B., Ranasinghe J.A., Schaeffer L.C., Diaz R.J., Dauer D.M. & Frithsen J.B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158
- Wenning R.J., Di Giulio R.T. & Gallagher E.R. (1988). Oxidant-mediated biochemical effects of paraquat in the ribbed mussel, *Geukensia demissa*. *Aquatic Toxicology*, 12, 157-170
- Weston D.P. (1990). Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 61, 233-244
- Whitman R.L., Nevers M.B., Goodrich M.L., Murphy P.C. & Davis B.M. (2004). Characterization of lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators*, 4, 277-286.
- Wiles, J.A. & Jepson, P.C. (1994) Sublethal effects of deltamethrin residues on the within-crop behavior and distribution of *Coccinella septempunctata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 72, 33-45.
- Winner R.E., Boesel M.W. & Farrell M.P. (1980). Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 647-655
- Wodarz D., Aesch E. & Foissner W. (1992). A weighted coenotic index (WCI): description and application to soil animal assemblages. *Biology and Fertility of Soil*, 15, 5-13
- Woodiwiss F.S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14, 443-447.
- Wright J.F., Moss D., Armitage P.D. & Furse M.T. (1984). A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrates species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14, 221-256
- Wright J.F., Armitage P.D. & Furse M.T. (1989). Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers Research and Management*, 4, 147-155
- Yakovchenko V.I., Sikora L.J. & Kaufman D.D. (1996). A biologically based indicator of soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 21, 245-251
- Yeates G.W. (1994). Modification and qualification of the Nematode Maturity Index. *Pedobiologia*, 38, 97-101
- Zelinka M. & Marvan P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57, 389-407

3.4.3 - Modélisation des contaminations environnementales et des impacts

- Aden K., Diekkrüger B., (2000). Modeling pesticide dynamics of four different sites using the model system SIMULAT. *Agricultural Water Management*, 44, 337-355
- Adriaanse, P.I.(1996) Fate of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model. SC-DLO . Report 90, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, NLD, 241 pp.
- Akçakaya H.R. & Regan H.M. (2002). Population models – Metapopulations. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 83-95
- Armstrong A., Aden K., Amraoui N., Diekkruieger B., Jarvis N., Mouvet C., Nicholls P., Witwer C. (2000). Comparison of the performance of pesticide-leaching models on a cracking clay soil : results using the Brimstone Farm dataset. *Agricultural Water Management*, 44, 85-104.
- Arnold, J.G. , Allen P.M. 1992. A Comprehensive surface-groundwater flow model. *J. Hydrol.* 142:47-69.
- Arnold J.G., Fohrer N. (2005). SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19 (3) , 563-572.
- Asman W., Jorgensen A., Jensen P.K. (2003). Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies. Danish Environmental Protection Agency Pesticide Research , 66, 171 pp.
- Banton, O., and M. Larocque. 1997. AGRIFLUX 2.0 – User's manual. Software for the evaluation of environmental losses of nitrates and pesticides from agriculture. (In French.) INRS-Eau Rep. INRS-Eau, Quebec, Canada.
- Bartell S.M. (2002). Ecosystem models – Aquatic. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 107-128
- Bartell S.M., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (1988). An integrated fate and effects model for estimation of risk in aquatic systems. In : Adams W.J., Chaman G.A. & Landis W.G. (Eds.). *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, Vol. 10, ASTM STP 971. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, 261-274
- Bartell S.M., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (1992). *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Bartell S.M., Lefebvre G., Kaminski G., Varreau M. & Campbell K.R. (1999). An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes, and reservoirs. *Ecological Modelling*, 124, 43-67
- Beck M.B., Ravetz J.R., Mulkey L.A. & Barnwell T.O. (1997). On the problem of model validation for predictive exposure assessments. *Stoch. Hydrol Hydraul*, 11, 229-254
- Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R., Liess, M. (2005). A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere* 58 (5) , 683-691.
- Bergström L., Jarvis N.J. (1994). Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes. *Journal of Environmental Science and Health*, A29, 1061-1072
- Bergström L. (1996). Model predictions and field measurements of chlorosulfuron leaching under non-steady-state flow conditions. *Pesticide Science*, 48, 37-45.
- Beulke S., Brown C.D., Fryer C.J. & Walker A. (2002). Lysimeter study to investigate the effect of rainfall patterns on leaching of isoproturon. *Pest Management Science*, 1, 45-53
- Beulke S., Dubus I.G., Brown C.D. & Gottesbüren B. (2000). Simulation of pesticide persistence in the field on the basis of laboratory data - a review. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1371-1379
- Boesten J.J.T.I. (1991). Sensitivity analysis of a mathematical model for pesticide leaching to groundwater. *Pesticide Science*, 31, 375-388
- Boesten J.J.T.I., van der Linden A.M.A. (1991). Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *Journal of Environmental Quality*, 20, 425-435
- Boesten J.J.T.I. (2000). Modeller subjectivity in estimating pesticide parameters for leaching models using the same laboratory data set. *Agricultural Water Management*, 44, 389-409
- Bosch D.D. & West L.T. (1998) Hydraulic conductivity variability for two sandy soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 90-98
- Brown C.D., Baer U., Gunther P., Trevisan M. & Walker A. (1996). Ring test with the models LEACHP, PRZM-2 and VARLEACH: variability between model users in prediction of pesticide leaching using standard data set. *Pesticide Science*, 47, 249-258
- Brown C.D., Bellamy P.B. & Dubus I.G. (2002). Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. *Pest Management Science*, 58, 363-373.
- Brown C.D., Dubus I.G., Fogg P., Spirlet M. & Gustin C. (2004). Exposure to sulfosulfuron in agricultural drainage ditches: field monitoring and scenario-based modelling. *Pest Management Science*, 60, 765-776
- Brown C.D., Hart A., Lewis K.A. & Dubus I.G. (2003). p-EMA: simulating the environmental fate of pesticides for a farm-level risk assessment system. *Agronomie*, 23, 67-74
- Cahill, T.M., Mackay, D. (2003). A high-resolution model for estimating the environmental fate of multi-species chemicals: Application to malathion and pentachlorophenol. *Chemosphere* 53 (5) , 571-581.
- Carbone J.P., Havens P.L. & Warren-Hicks W. (2002). Validation of Pesticide Root Zone Model 3.12: employing uncertainty analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1578-1590

- Carlier, N., De Marsily, G. (2004). Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: Implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology* 285 (1-4) , 76-95.
- Carroll S. (2002). Ecosystem models – Food webs. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.), *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 97-105
- Carsel R.F., Mulkey L.A., Lorber M.N. & Baskin L.B. (1985). The Pesticide Root Zone Model (PRZM): a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecological Modelling*, 30:49-69.
- Carsel R.F., Mulkey L.A., Lorber M.N. & Baskin L.B. (1985): The pesticide root zone model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecological Modelling*, 30, 49-69
- Carsel R.F., Parrish R.S., Jones R.L., Hansen J.L. & Lamb R.L. (1988). Characterizing the uncertainty of pesticide leaching in agricultural soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2, 111-124
- Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN) (2003). Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires. CORPEN, Paris.
- Coquet Y. & Barriuso E. (2002). Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie*, 22, 389-398
- Cordier M.O. (2005). SACADEAU : a decision-aid system to improve water quality. *ERCIM News*, 61, 35-36
- Crane M., Whitehouse P., Comber S., Watts C., Giddings J., Moore D.R., Grist E. (2003). Evaluation of probabilistic risk assessment of pesticides in the UK : chlorpyrifos use on top fruit. *Pest Management Science*, 59, 5, 512-526.
- Cryer, S.A., Applequist, G.E. (2003). Direct treatment of uncertainty: II - Applications in pesticide runoff, leaching and spray drift exposure modeling. *Environmental Engineering Science* 20 (3) , 169-181.
- Dabrowski J.M., Peall S.K.C., Van Niekerk A., Reinecke A.J., Day J.A., Schulz R. (2002). Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters : linking catchment variables and contamination. *Water Research*, 36, 20, 4975-4984.
- De Angelis D.L., Bartell S.M. & Brenkert A.L. (1989). Effects of nutrient recycling and food-chain length on resilience. *American Naturalist*, 134, 778-805
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L. & Soulas G. (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Lavoisier Tec & Doc, Paris.
- Diaz-Diaz R., Loague K. & Notario J.S. (1999). An assessment of agrochemical leaching potentials for Tenerife. *Journal of Contaminant Hydrology*, 36, 1-30
- Donigan, A. S., J. C. Imhoff , B. R. Bicknell, and J. L. Kittle. 1984. Application Guide for the Hydrologic Simulation Program - FORTRAN. EPA 600/3-84-066, U.S. EPA, Athens, GA, 30605.
- Dubus I.G., Hollis J.M., Brown C.D. (2000). Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*, 110, 331-344.
- Dubus I.G. & Brown C.D. (2002). Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. *Journal of Environmental Quality*, 31, 227-240
- Dubus I.G. & Janssen P.H.M. (2003). Issues of replicability in pesticide fate modelling: a case study with a pesticide leaching model. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 22, 3081-3087
- Dubus I.G., Beulke S., Brown C.D. (2002). Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. *Pest Management Science*, 58, 745-758
- Dubus I.G., Beulke S., Brown C.D., Gottesbüren B. & Dienes A. (2004). Inverse modelling for estimating sorption and degradation parameters for pesticides. *Pest Management Science*, 60, 859-874
- Dubus I.G., Brown C.D. & Beulke S. (2003). Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *The Science of the Total Environment*, 317, 53-72
- European Environmental Agency (2005). Environmental indicator, definition. In : Site de l'European Environmental Agency http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/E/environmental_indicator
- FOCUS (1995). Leaching models and EU registration. European Commission Document 4952/VI/95.
- FOCUS (1996). Soil persistence models and EU registration. European Commission Document 7617/VI/96, 77pp
- FOCUS (1997). Surface water models and EU registration of plant protection products. European Commission Document 6476/VI/97, 231 pp
- FOCUS (2000). FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios workgroup, EC document reference SANCO/321/2000 rev. 2, 202 pp.
- FOCUS (2001). FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2., 245 pp.
- FOCUS (2005) Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Report of the FOCUS Working Group Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment. EC document, à paraître.
- Fontaine D.D., Havens P.L., Blau G.E. & Tillotson P.M. (1992) The role of sensitivity analysis in groundwater risk modelling for pesticides. *Weed Technology*, 6, 716-724
- Forbes V. & Calow P. (1999). Is the per capita rate of increase a good measure of population-level effects in ecotoxicology ? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1544-1556
- Franca Viglia R., Capri E., Klein M., Hosang J., Aden K., Trevisan M., Errera G. (2000). Comparing and evaluating pesticide leaching models : results for the Tor Mancina dataset (Italy). *Agricultural Water Management*, 44, 135-151

- Freissinet C., Erlich M. & Vauclin M. (1998). A fuzzy logic-based approach to assess imprecisions of soil water contamination modelling. *Soil and Tillage Research*, 47, 11-17
- Freissinet C., Vauclin M. & Erlich M (1999). Comparison of first-order analysis and fuzzy set approach for the evaluation of imprecision in a pesticide groundwater pollution screening model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 37, 21-43
- Garen D., Woodward D. & Geter F. (1999). A user agency's view of hydrologic, soil erosion and water quality modelling. *Catena*, 37, 277-289
- Garratt J.A., Capri E., Trevisan M., Errera G., Wilkins R.M. (2003). Parametrisation, evaluation and comparison of pesticide leaching models to data from a Bologna field site, Italy. *Pest Management Science*, 59, 1, 3-20.
- Grochulska J. & Kladvik E.J. (1994). A two-region model of preferential flow of chemicals using a transfer function approach. *Journal of Environmental Quality*, 23, 498-507
- Gurney W.S.C., McCauley E., Nisbet R.M. & Murdoch W.W. (1990). The physiological ecology of *Daphnia*: a dynamic model of growth and reproduction. *Ecology*, 71, 716-732
- Haith D.A. (2001). TurfPQ, A Pesticide Runoff Model for Turf. *Journal of Environmental Quality* 30:1033-1039.
- Hart, A., Brown, C. D., Lewis, K. A., Tzilivakis, J. (2003). p-EMA (II): evaluating ecological risks of pesticides for a farm-level risk assessment system. *Agronomie* 23, 85-96.
- Holterman H.J., van de Zande J.C., Porskamp H.A.J., Huijsmans J.F.M. (1997). Modelling spray drift from boom sprayers. *Computers and Electronics in Agriculture*, 19, 1-22.
- Hopmans J.W., Simunek J. (1999). Review of inverse estimation of soil hydraulic properties. In : *Characterization and measurement of the hydraulic properties of unsaturated porous media*, van Genuchten M.T., Leij F.J., Wu L. (eds), University of California, p. 643-659.
- Huber A., Bach M., Frede H.G. (1998). Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Science of the Total Environment*, 223, 177-191.
- Hutson J.L., Wagenet R.J. (1992). LEACHM : Leaching Estimation And Chemistry Model. A process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Version 3, Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences. Research Series n°92-3, Cornell University, NY, USA.
- Jarvis N.J., Jansson P.E., Dik P.E., Messing I. (1991). Modelling water and solute transport in macroporous soil. I : Model description and sensitivity analysis. *Journal of Soil Science*, 42, 59-70
- Jarvis N.J., Larsson M. (1998). The MACRO model (version 4.1). Technical description. <http://www.mv.slu.se/bgf/macrohtm/macro.htm>
- Jarvis N.J., Brown C.D. & Garnitz E. (2000). Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management*, 44, 247-262
- Jarvis N.J., Hollis J.M., Nicholls P.H., Mayr T. & Evans S.P. (1997). ACRO DB: a decision support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental Modelling Softwares*, 12, 251-265
- Jaworska J.S., Rose K.A. & Brenkert A.L. (1997). Individual-based modelling of PCBs effects on young-of-the-year largemouth bass in southeastern U.S. reservoirs. *Ecological Modelling*, 99, 113-135
- Jene B. (1998). PELMO 3.00 Manual Extension. Staaliche Lehr-und Forschungsansalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Neustadt, Germany.
- Jones R.L., Russell M.H. (2000). Final report of the FIFRA Environmental Model Validation Task Force. <http://www.femvtf.com>
- Jørgensen S.E., Barnhouse L. DeAngelis D.L., Emlen J. & van Leeuwen K. (2000). *Improvements in the Application of Models in Ecological Risk Assessment: Conclusions of the Expert Review Panel*. American Chemistry Council, Washington D.C.
- Jury W.A. (1982). Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resources Research*, 18, 363-368.
- Jury W.A., et al. (1986). A transfer function model of solute transport through soil. I : Fundamental concepts. *Water Resources research*, 22, 243-247.
- Kingston T. (1995). Valuable modelling tool: RAMAS/GIS. *Conservation Biology*, 9, 966-968
- Klein M., Müller M., Dust M., Görlitz G., Gottesbüren B., Hassink J., Kloskowski R., Kubiak R., Ressler H., Schäfer H., Stein B. & Vereecken H. (1997). Validation of the Pesticide Leaching Model PELMO using lysimeter studies performed for registration. *Chemosphere*, 35, 2563-2587
- Knisel W.G., Davis F.M., Leonard R.A. (1992). GLEAMS Version 2.0 User Manual. USDA-ARS, Southeast Watershed Reserach Laboratories, Tifton, GA, USA.
- Koelmans A.A., Van der Heijde A., Knijff L.M. & Aaldernik R.H. (2001). Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate and effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research*, 35, 3517-3536
- Konikow L.F., Bredehoeft J.D. (1992). Groundwater models cannot be validated. *Advances in Water resources*. 15, 75-83.
- Kooijman S.A.L.M. & Bedaux J.J.M. (1996). Analysis of toxicity tests on *Daphnia* survival and reproduction. *Water Research*, 30, 1711-1723
- Lacy R.C. (1993). VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*, 20, 45-65
- Lanthaler C. (2004). Lysimeter stations and soil hydrology measuring sites in Europe : purpose, equipment, research results, future developments. MSc Thesis, School of natural Sciences, Karl-Franzens-University, Graz, Austria.
- Leake C.R. Humphreys S.P., Austin D.J. (1995). Factors influencing the modelling of pesticide degradation in soil and the estimation of half-life (DT50) and DT90 values. In: Pesticide movement to water, BCPC monograph No. 62, 1995, 195-200.

- Lennartz B. (1999). Variation of herbicide transport parameters within a single field and its relation to water flux and soil properties. *Geoderma*, 91, 327-345.
- Lewis, K. A., Brown, C. D., Hart, A., Tzilivakis, J. (2003). p-EMA (III): overview and application of a software system designed to assess the environmental risk of agricultural pesticides. *Agronomie* 23, 85-96.
- Lindenmayer D., Burgam M., Akçakaya H.R., Lacy R. & Possingham H. (1995). A review of generic computer programs ALEX, RAMAS/space, and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling*, 82, 161-174
- Liu, C., Bennett, D.H., Kastenbergh, W.E., McKone, T.E., Browne, D. (1999). A multimedia, multiple pathway exposure assessment of atrazine: Fate, transport and uncertainty analysis. *Reliability Engineering and System Safety* 63 (2) , 169-184.
- Loague K. (1991). The impact of land use on estimates of pesticide leaching potential: assessments and uncertainties. *Journal of Contaminant Hydrology*, 8, 157-175
- Loague K.M. & Green R.E. (1991). Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7, 51-73
- Loague K. (1992). Simulation of organic chemical movement in Hawaii soils with PRZM:3 calibration. *Pacific Science*, 46, 353-373.
- Ma Q.L., Holland P.T., James T.K., McNaughton N.E. & Rahman A. (2000). Persistence and leaching of the herbicides Acetochlor and terbutylazine in an allophanic soil: comparisons of field results with PRZM-3 predictions. *Pest Management Science*, 56, 159-167
- Mackay, D. (1979). Finding fugacity feasible. *Environmental Science and Technology*, 13, 1218-1223.
- Mackay, D. (1991) Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach. Lewis, Boca Raton, FL, Florida, USA
- Mackay D., Paterson S. (1990). Fugacity models. In : Practical applications of quantitative structure-activity relationships (QSAR) in environmental chemistry and toxicology, Karcher W. Devillers J. (Eds), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 433-460.
- Mackay D., Paterson S. (1991). Evaluating the regional multimedia fate of organic chemicals. A Level III Fugacity Model. *Environmental Science Technology*, 25, 427-436.
- Mackay C.E., Pastorok R.A. (2002a). Ecosystem models – Terrestrial. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 129-147
- Mackay C.E., Pastorok R.A. (2002b). Landscape models – Aquatic and terrestrial. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects*
- Malone R.W., Ahuja L.R., Ma L., Don Wauchope R., Ma Q., Rojas K.W. (2004). Application of the root zone water quality model (RZWQM) to pesticide fate and transport : an overview. *Pest Management Science*, 60,3, 205-221.
- McCauley E., Murdoch W.W., Nisbet R.M. & Gurney W.S.C. (1990). The physiological ecology of *Daphnia*: development of a model of growth and reproduction. *Ecology*, 71, 703-715
- Meir E. (1997). EcoBeaker Version 1.0 – Ecological Simulation Software. Beaker Ware, Ithaca, NY.
- Miao, Z., Trevisan, M., Capri, E., Padovani, L., Del Re, A.A.M. (2004). Uncertainty assessment of the model RICEWQ in northern Italy. *Journal of Environmental Quality* 33 (6) , 2217-2228.
- Mills W.C., Leonard R.A. (1984). Pesticide pollution probabilities. *Transactions of the ASAE*, 27, 1704-1710.
- Millstein J.A. (1994) Propagation of measurement errors in pesticide application computations. *International Journal of Pest Management*, 40, 159-165
- Nofziger D.L., Hornsby A.G. (1986). A micro-computer base management tool for chemical movement in soil. *Applied Agricultural Research*, 1, 50-56.
- Northcott G.L. & Jones K.C. (2000) Spiking hydrophobic organic compounds into soil and sediment: a review and critique of adopted procedures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2418-2430
- Novak J.M., Moorman T.B. & Cambardella C.A. (1997). Atrazine sorption at the field scale in relation to soils and landscape position. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1271-1277
- Park R.A. (1988). AQUATOX for Windows: A Modular Toxic Effects Model for Aquatic Ecosystem. U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- Park R.A., Firtle B., Camacho R., Sappington K., Coombs M. & Mauriello D. (1995). AQUATOX, a general fate and effect model for aquatic ecosystems. *Proceedings of Toxic Substances in Water Environments*. Water Environment Federation, Alexandria, USA, 7-17.
- Pastorok R.A. & Ginzburg L.R. (2002). Conclusions and recommendations. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 211-214
- Pastorok R.A. (2002). Introduction. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1-22
- Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.) (2002). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Paterson S., Mackay D. (1985). The fugacity concept in environmental modelling. In : Hutzinger (ed.), *The handbook of environmental chemistry*, vol 2, Part C, 121-140.
- Pennell K.D., Hornsby A.G., Jessup R.E., Rao P.S.C. (1990). Evaluation of five simulation models for predicting aldicarb and bromide behaviour under field conditions. *Water Resources research*, 26, 2679-2693.
- Persicani D. (1996). Pesticide leaching into field soils : sensitivity analysis of four mathematical models. *Ecological Modelling*, 84, 265-280.

- Ramsey M.H. (1998). Sampling as a source of measurement uncertainty: techniques for quantification and comparison with analytical sources. *J Anal Atom Spectrom*, 13, 97-104
- Rao P.S.C., Hornsby A.G., Jessup R.E. (1985). Indexes for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings*, 44, 1-8.
- Regan H.M. (2002). Population models – Individual based. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 65-82
- Reus J., Lenndertse C., Bockstaller C., et al. (1999). Run-off submodel, Annex I. In : Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht, CLM 426, 80-82.
- Röpke, B., Bach, M., Frede, H.-G. (2004). DRIPS - A DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins. *Environmental Modelling and Software* 19 (11) , 1021-1028.
- Russell M.H., Jones R.L. (2002). Comparison of pesticide root zone model 3.12 : Leaching predictions with field data , 1522-1557.
- RZWQM Team (1992). Root Zone Water Quality Model, Version 1.0 Technical documentation. GPSR Technical report n°2, USDA-ARS-GSPR, Fort Collins, USA.
- Sahoo, G.B., Ray, C., Wade, H.F. (2005). Pesticide prediction in ground water in North Carolina domestic wells using artificial neural networks. *Ecological Modelling* 183 (1) , 29-46.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., Van Genuchten, M.Th. (2001). ROSETTA: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* 251 (3-4) pp. 163-176.
- Scholtz M.T., Voldner E., Van Heyst B.J. (2002). A pesticide emission model (PEM), Part I : model development. *Atmospheric Environment*, 36, 5011-5019.
- Severinsen, M., Jager, T. (1998). Modelling the influence of terrestrial vegetation on the environmental fate of xenobiotics. *Chemosphere* 37 (1) , 41-62.
- Simunek, J., K. Huang, and M. Th. van Genuchten, 1998. The HYDRUS code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 6.0, Research Report No. 144, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, 164pp., 1998.
- Singh P., Jones R.L. (2002). Comparison of pesticide root zone model 3.12 : Runoff predictions with field data, 1545-1551.
- Smith, R.E., 1992. Opus: An Integrated Simulation Model for Transport of Nonpoint-source pollutants and the Field Scale. Vol. 1, Documentation. USDA-ARS, ARS-98, 120 pp.
- Soutter M, Musy A. (1999). Global sensitivity analyses of three pesticide leaching models using a Monte Carlo approach. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1290-1297
- Soutter M. & Musy A. (1998). Coupling 1D Monte-Carlo simulations and geostatistics to assess groundwater vulnerability to pesticide contamination on a regional scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 32, 25-39
- Spencer M. & Ferson S. (1997a). *RAMAS Ecosystem*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Spencer M. & Ferson S. (1997b). *RAMAS Ecotoxicology: Ecological Risk Assessment for Structured Populations*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Steenhuis, T. S., S. Pacenka, and K. S. Porter. 1987. MOUSE: A management model for evaluating groundwater contamination from diffuse surface sources aided by computer graphics. *Applied Agricultural Research* 2:277-289.
- Thiéry D., Golaz C., Gutierrez A., Falkiewicz W., Darsy C., Mouvet C., Dubus I.G. (2004). Refinements to the MARTHE model to enable the simulation of the fate of agricultural contaminants from the soil surface to and in groundwater. Proceedings of the COST international workshop, Saturated and unsaturated zone : integration of process knowledge into effective models. Rome, Italy, 5-7 May 2004, p. 315-320.
- Thorsen M., Jørgensen P.R., Felding G., Jacobsen O.H., Spliid N.H. & Refsgaard J.C. (1998). Evaluation of a stepwise procedure for comparative validation of pesticide leaching models. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1183-1193
- Tiktak A. (2000). Application of pesticide leaching models to the vredepeel dataset. II Pesticide fate. *Agricultural Water Management*, 44, 119-134
- Tiktak A., van der Linden A.M.A. & Swartjes F.A. (1994). *PESTRAS: a one-dimensional model for assessing leaching and accumulation of pesticides in soil*, National Institute of Public Health and the Environment, Report no 715501003, Bilthoven, The Netherlands.
- Travis K.Z. (2000). Pesticide leaching models—past, present and future. In: Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference—Pests and Diseases, BCPC, Farnham, Surrey, UK, 69–76
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000a). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 1 : User's Manual*. EPA-823-R-00-006.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000b). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 2 : Technical Documentation*. EPA-823-R-00-007.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000c). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 3 : Model Validation Reports*. EPA-823-R-00-008.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2002). OPPTS harmonized test guidelines. http://www.epa.gov/docs/OPPTS_Harmonized
- Unlu, K., Zenirler, G., Sözüdogru, S. (1997). Classification of commonly used pesticides in Turkey based on pollution potentials. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences* 21 (3) , 189-202.

- USDA-ARS. 1992. Root zone water quality model. RZWQM V 1.0. Technical documentation. GPSR Tech. Rep. 2. USDA-ARS Great Plains Systems Res. Unit, Ft. Collins, CO.
- Van de Meent D., (1993). SimpleBox, a generic multimedia fate evaluation model. RIVM report n°672720001.
- Van den Berg F., Boesten J.J.T.I. (1999). Pesticide leaching and accumulation model (PESTLA) version 3.4. Description and user's guide. Technical document 43, DLA Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
- Vanclooster M., Boesten J., Trevisan M., Brown C., Capri E., Eklo O.M., Gottesbüren B., Gouy V. & van der Linden A.M.A. (2000). A European test of pesticide-leaching models: Methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, 44, 1-19
- Vanclooster M., P. Viaene, J. Diels and K. Christiaens, 1995. WAVE: a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference and user's manual (release 2.0), Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, Belgium.
- Vanderborght, J., R. Kasteel, M. Herbst, M. Javaux, D. Thiéry, M. Vanclooster, C. Mouvet, and H. Vereecken (2005). A Set of Analytical Benchmarks to Test Numerical Models of Flow and Transport in Soils. *Vadose Zone Journal*, 4, 206-221.
- Walker, 1987, Evaluation of a simulation model for prediction of herbicide movement and persistence in soil. *Weed Research*, 27:143-152.
- Walker A., Brown P.A. (1983). Spatial variability in herbicide degradation rates and residues in soil. *Crop Protection*, 2, 17-25
- Walker A., Calvet R., Del Re A.A.M., Pestemer W., Hollis J.M. (1995). Evaluation and improvement of mathematical models of pesticide mobility in soils and assessment of their potential to predict contamination of water systems. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft*, 307, 1-115.
- Walker A. (1997). Measurement and simulation of pesticide transport in soils. 2nd International Conference on Environmental Chemistry and Geochemistry in the Tropics, p.41.
- Walker A., Bromilov R.H. et al. (2002). Spatial variability in the degradation rates of isoproturon and chlorotoluron in a clay soil. *Weed Research*, 42, 39-44.
- Wania, F., Mackay, D. (1999). The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environmental Pollution* 100 (1-3), 223-240.
- Wania, F., Mackay, D., Li, Y.-F., Bidleman, T.F., Strand, A. (1999). Global chemical fate of α -hexachlorocyclohexane. 1. Evaluation of a global distribution model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 (7), 1390-1399.
- Warren-Hicks W., Carbone J.P., Havens P.L. (2002). Using Monte Carlo techniques to judge model prediction accuracy: validation of the pesticide root zone model 3.12. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1570-1577
- Williams, J.R., C.A. Jones, P.T. Dyke. 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE* 27:129-144.
- Wolt J., Singh P., Cryer S. & Lin J. (2002). Sensitivity analysis for validating expert opinion as to ideal data set criteria for transport modelling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1558-1565
- Wosten J.H.M., Lilly A., Nemes A. & Le Bas C. (1999). Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 169-185
- Yapo P.O., Gupta H.V., Sorooshian S. (1996). Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models : sensitivity to calibration data. *Journal of Hydrology*, 181, 23-48.
- Zhang J. & Goodchild M.F. (2002). *Uncertainty in Geographical Information*. London: Taylor and Francis.

3.4.4 - Indicateurs de contamination et d'impacts

- Akçakaya H.R. & Regan H.M. (2002). Population models – Metapopulations. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 83-95
- Bartell S.M. (2002). Ecosystem models – Aquatic. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 107-128
- Bartell S.M., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (1988). An integrated fate and effects model for estimation of risk in aquatic systems. In : Adams W.J., Chaman G.A. & Landis W.G. (Eds.). *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, Vol. 10, ASTM STP 971. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, 261-274
- Bartell S.M., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (1992). *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Bartell S.M., Lefebvre G., Kaminski G., Varreau M. & Campbell K.R. (1999). An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes, and reservoirs. *Ecological Modelling*, 124, 43-67
- Bues R., Bussièrès P., Dadomo M. Dumas Y., Garcia-Pomar M.I. & Lyannaz J.P. (2004). Assessing the environmental impacts of pesticides used on processing tomato crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 155-162
- Carroll S. (2002). Ecosystem models – Food webs. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 97-105
- Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN) (2003). Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires. CORPEN, Paris.

- De Angelis D.L., Bartell S.M., Brenkert A.L. (1989). Effects of nutrient recycling and food-chain length on resilience. *American Naturalist*, 134, 778-805
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulas G. (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Lavoisier Tec & Doc, Paris.
- Environment Australia (1999). *Environment Australia Statement*. In : Site du Department of Environmental Affairs and Tourism South African Government http://www.environment.gov.za/soer/resource/soeguide/gud_ind.htm
- European Environmental Agency (2005). Environmental indicator, definition. In : Site de l'European Environmental Agency http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/E/environmental_indicator
- Forbes V. & Calow P. (1999). Is the per capita rate of increase a good measure of population-level effects in ecotoxicology ? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1544-1556
- Girard M.C., Walter C., Berthelin J., Remy J.C. & Morel J.L. (2005). *Sols et Environnement. Cours et Etudes de cas*. Dunod, coll. Sciences Sup., Paris, 832 p.
- Gurney W.S.C., McCauley E., Nisbet R.M. & Murdoch W.W. (1990). The physiological ecology of *Daphnia*: a dynamic model of growth and reproduction. *Ecology*, 71, 716-732
- Jaworska J.S., Rose K.A. & Brenkert A.L. (1997). Individual-based modelling of PCBs effects on young-of-the-year largemouth bass in southeastern U.S. reservoirs. *Ecological Modelling*, 99, 113-135
- Jørgensen S.E., Barnhouse L., DeAngelis D.L., Emlen J. & van Leeuwen K. (2000). *Improvements in the Application of Models in Ecological Risk Assessment: Conclusions of the Expert Review Panel*. American Chemistry Council, Washington D.C.
- Kingston T. (1995). Valuable modelling tool: RAMAS/GIS. *Conservation Biology*, 9, 966-968
- Koelmans A.A., Van der Heijde A., Knijff L.M. & Aaldernik R.H. (2001). Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate and effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research*, 35, 3517-3536
- Kooijman S.A.L.M., Bedaux J.J.M. (1996). Analysis of toxicity tests on *Daphnia* survival and reproduction. *Water Research*, 30, 1711-1723
- Lacy R.C. (1993). VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*, 20, 45-65
- Levitan L. (1997). An overview of pesticide impact assessment systems based on indexing or ranking pesticides by environmental impact. *OECD Workshop on Pesticide Risk Indicators*.
- Levitan L., Merwin I. & Kovach J. (1995). Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 153-168
- Lindenmayer D., Burgamn M., Akçakaya H.R., Lacy R. & Possingham H. (1995). A review of generic computer programs ALEX, RAMAS/space, and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling*, 82, 161-174
- Mackay C.E. & Pastorok R.A. (2002a). Ecosystem models – Terrestrial. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 129-147
- Mackay C.E. & Pastorok R.A. (2002b). Landscape models – Aquatic and terrestrial. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 149-180
- McCauley E., Murdoch W.W., Nisbet R.M. & Gurney W.S.C. (1990). The physiological ecology of *Daphnia*: development of a model of growth and reproduction. *Ecology*, 71, 703-715
- Meir E. (1997). EcoBeaker Version 1.0 – Ecological Simulation Software. Beaker Ware, Ithaca, NY.
- Office de coordination pour la protection de l'environnement du canton de Berne (OCE) (2005). Glossaire. In : Site de l'Office de coordination pour la protection de l'environnement du canton de Berne, http://www.bve.be.ch/site/fr/index/kus/bve_kus_meta_glossar.htm
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2003). *OECD Environmental Indicators, Development, Measurement and Use. Reference Paper*. OECD, Paris
- Park R.A. (1988). AQUATOX for Windows: A Modular Toxic Effects Model for Aquatic Ecosystem. U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- Park R.A., Firlie B., Camacho R., Sappington K., Coombs M. & Mauriello D. (1995). AQUATOX, a general fate and effect model for aquatic ecosystems. Proceedings of Toxic Substances in Water Environments. Water Environment Federation, Alexandria, USA, 7-17.
- Parlement du Canada (2005). Glossaire. In : Site du Parlement du Canada <http://www.parl.gc.ca/infocomdoc/36/2/envi/studies/reports/envi01/25-glo-f.html>
- Pastorok R.A. (2002). Introduction. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1-22
- Pastorok R.A. & Ginzburg L.R. (2002). Conclusions and recommendations. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 211-214
- Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.) (2002). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Regan H.M. (2002). Population models – Individual based. In : Pastorok R.A., Bartell S.M., Ferson S. & Ginzburg L.R. (Eds.). *Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 65-82

- Reus J., Leendertse P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., van der Werf H., Alfarroba F., Blumel S., Isart J., McGrath D. & Seppala T. (2002). Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90, 177-187
- Spencer M. & Ferson S. (1997a). *RAMAS Ecosystem*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Spencer M. & Ferson S. (1997b). *RAMAS Ecotoxicology: Ecological Risk Assessment for Structured Populations*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Système Canadien d'Information pour l'Environnement (SCIE) (2005). Glossaire. In : Site du Système Canadien d'Information pour l'Environnement . http://www.cise-scie.ca/francais/bibliotheque/bibliotheque_glossaire.cfm
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000a). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 1 : User's Manual*. EPA-823-R-00-006.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000b). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 2 : Technical Documentation*. EPA-823-R-00-007.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000c). *AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems – Volume 3 : Model Validation Reports*. EPA-823-R-00-008.U.S. EPA, Washington D.C., USA.
- Van der Werf H.M.G. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 60, 81-96

3.4.5 - Le diagnostic et les indicateurs du CORPEN

- Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN) (1999). Désherbage - Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. CORPEN, Paris.
- CORPEN (1996). Qualité des eaux et produits phytosanitaires - Propositions pour une démarche de diagnostic
- CORPEN (1999). Désherbage - Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires.
- CORPEN (2001). Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires - Bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations .
- CORPEN (2003). Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires : éléments méthodologiques - Utilisation des Systèmes de traitement de l'Information Géographiques (SIG) (nouveau document 2003).
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L. & Soulas G. (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Lavoisier Tec & Doc, Paris.

3.5 - Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts

3.5.1 - Au niveau des techniques d'épandage

3.5.1.1 - Caractéristiques et formulation des matières actives

- EFSA. 2004. Opinion of the Scientific Panel on Plant Health, Plant protection products and their Residues on a request of EFSA related to Focus scenarios. *The EFSA journal*,45, 1-31.
- Flury, M. (1995). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – a review. *J Environ Qual*25:25-45.
- Wauchope R. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields ; a review. *J. Environ. Qual.* 16(4): 459-472.
- Wauchope RD, Truman GC, Johnson AW, Sumner HR. 2004. Fenamiphos losses under simulated rainfall : plot size effects. *Trans. Am. Soc. Eng.*, 47, 669-676.

3.5.1.2 - Desherbage localisé

- Barroso J., Fernandez-Quintanilla C., Maxwell,B D, Rew,L J (2004). "Simulating the effects of weed spatial pattern and resolution of mapping and spraying on economics of site-specific management." *Weed Res* 44(6): 460-468.
- Gerhards R., Christensen S., Gerhards R. (2003). "Real-time weed detection, decision making and patch spraying in maize, sugarbeet, winter wheat and winter barley." *Weed Research*: 385-392.
- Miller P. C. H. (2003). "Patch spraying: future role of electronics in limiting pesticide use." *Pest Management Science* 59: 566-574.
- Timmermann C., Gerhards, R., Kuhbauch, W. (2003). "The economic impact of site-specific weed control." *Precision Agriculture*: 249-260.
- Young D. L., Kwon T.J., Smith E.G., Young F.L. (2003). "Site-specific herbicide decision model to maximize profit in winter wheat." *Precision Agriculture*: 227-238.

3.5.2 - Choix de pratiques culturales et SDC

3.5.2.1 - Dates d'épandage en fonction de l'état du milieu

- Jones, R.L., Arnold, D.J.S., Harris, G.L., Bailey, S.W., Pepper, T.J., Mason, D.J., Brown, C.D., Leeds-Harrison, P.B., Walker, A., Bromilow, R.H., Brockie, D., Nicholls, P.H., Craven ACC., Lythgo, C.M. (2000). Processes affecting movement of pesticides to drainage in cracking clay soils. *Pesticide Outlook* 11:174-177.
- Réal, B., Dutertre A., Eschenbrenner G., Bonnifet J.P., Muller, J.M. 2004. Transferts de produits phytosanitaires par drainage, ruissellement ou percolation ; résultats de 10 campagnes d'expérimentation. Présentation au Columa 2004. 8 p.
- FOCUS (2004). "Landscape And Mitigation Factors In Aquatic Risk Assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews". Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO, 431 pp.

3.5.2.2 - Travail du sol et techniques associées en cultures annuelles

- AZEVEDO, A.S., KANWAR, R.S., HORTON R., 1998. Effect of cultivation on hydraulic properties of an Iowa soil using tension infiltrometers. *Soil Sci.*, 163 : 22-28.
- BANKS P.A. et ROBINSON E.L. (1982). The influence of straw mulch on the soil reception and persistence of metribuzin. *Weed Sci.*, 30, 164-168.
- BARRIUSO E., CALVET R. and CURE B. (1994). Incidence de la simplification du travail du sol sur le comportement des produits phytosanitaires : Conséquences sur les risques de pollution. In : Simplification du travail du sol, G. Monnier, G. Thevenet et B. Lesaffre Ed., LesColloques Ed. INRA, N°65, 105- 124
- BLEVINS R.L., COOK D., PHILLIPS S.H. et PHILLIPS R.E. (1971). Influence of no-tillage on soil moisture. *Agron. J.*, 63, 593-596.
- BLEVINS R.L., THOMAS G.W., SMITH M.S., FRYE W.W. et CORNELIUS P.L. (1982). Changes in soil properties after 10 year non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Tillage Res.*, 3 : 135-146.
- BRAGAGNOLO N. et MIELNICZUK J. (1990). Mulch from eight crop sequences and its effects on soil temperature, moisture, emergence and initial growth of corn. *R. Bras. Ci. Solo*, 14, 91-98.
- BROWN D.F., McCOOL D.K., PAPENDICK R.I. et McDONOUGH L.M. (1985). Herbicide residues from winter wheat plots: Effect of tillage and crop management. *J. Environ. Qual.*, 14, 521-532.
- CHAPMAN R.A., COLE C.M. (1982). Observations on the influence of water and soil pH on the persistence of insecticides. *J. Environ. Sci. Health*, B 17.5, 487-504.
- CRUTCHFIELD D.A., WICKS G.A., BURNSIDE O.C. (1985). Effect of winter wheat (*Triticum aestivum*) straw mulch level on weed control. *Weed Sci.*, 34, 110-114.
- DALAL R.C., HENDERSON P.A., GLASBY J.M. (1991). Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 yr of zero-tillage. *Soil Biol. Biochem.*, 23, 435-441.
- DOS REI CASTRO, N.M., 1996 - Ruissellement et érosion sur des bassins versants de grandes cultures du plateau basaltique du Sud du Brésil (Rio Grande do sul). Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 224p.
- DURING, R. A., T. HOSS, GÄTH S. (2002). Depth distribution and bioavailability of pollutants in long-term differently tilled soils. *Soil & Tillage Research* 66 : 183-195.
- ELLIOTT, J. A., A. J. CESSNA, et al. (2000). "Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil." *Journal of Environmental Quality* 29 : 1650-1656.
- FOMSGAARD I. S.; SPLIID N. H.; FELDING G. 2003. Leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil - a lysimeter study. I. Isoproturon. *Journal of Environmental Science and Health. Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 38 : 1-18.
- GHADIRI H., SHEA P.J. ET WICKS G.A. (1984). Interception and retention of atrazine by wheat (*Triticum aestivum*) stubble. *Weed Sci.*, 32, 24-27.
- GAYNOR, J.D., MACTAVISH D.C. ET FINDLAY, W.I., 1995 - Atrazine and metolachlore loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *J. Environ. Qual.*, 24, 246-256.
- GLOTFELTY D.E. (1987). The effects of conservation tillage practices on pesticide volatilization and degradation. In *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Logan T.J., Davidson J.M., Baker J.L. et Overcash M.R. Chelsea, MI, USA: Lewis Publ.
- GLOTFELTY D. E.; SCHOMBURG C. J. 1987. Volatilization of pesticides from soil. In *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*. SSSA Special Publication (No. 22): 181-207.
- GRANT R.F., IZAURRALDE R.C. et CHANASYK D.S. (1990). Soil temperature under conventional and minimum tillage: simulation and experimental verification. *Can. J. Soil Sci.*, 70, 289-304.
- GRIFFITH D.R., MANNERING J.V. et MOLDENHAUER W.C. (1977). Conservation tillage in the eastern corn belt. *J. Soil Water Conserv.*, 32, 321-326.

- HALL J.K., MURRAY M.R. et HARTWIG N.L. (1989). Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *J. Environ. Qual.*, 18, 439-445.
- HEDDADJ, D. et GASCUEL-ODOUX, C. 1997 – Le désherbage mixte du maïs. Synthèse régionale des expérimentations, 48p.
- HEDDADJ, D. et GASCUEL-ODOUX, C. 2001 - Impact d'itinéraires culturaux du maïs sur les transferts d'herbicides par ruissellement. *Ingénierie*, 115-123.
- HEDDADJ, D., GASCUEL-ODOUX, COTINET, P., HAMON, Y., 2005. Mode de travail du sol, ruissellement et propriétés hydrodynamiques sur un dispositif de l'Ouest de la France. *Etude et Gestion des sols*, 12, 53-66.
- HEYDEL L., 1998. Diagnostic et maîtrise des contaminations des eaux souterraines par les résidus d'atrazine. Thèse de doctorat de l'INPL en Sciences Agronomiques. 142 p.
- HEYDEL L., BENOIT M., SCHIAVON M., 1999. Reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn (*Zea mays*). *Journal of Agronomy*, 11, 217-225.
- ISENSEE A.R., HELLING C.S., GISH T.J., KEARNEY P.C., COFFMAN C.B. et ZHUANG W. (1988). Groundwater residues of atrazine, alachlor and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere*, 17, 165-174.
- JOHNSON M.D., WYSE D.L. et LUESCHEN W.E. (1989). The influence of herbicide formulation on weed control in four tillage systems. *Weed Sci.*, 37, 239-249.
- KENIMER A.L., MOSTAGHIMI S., YOUNG R.W., DILLAHA T.A. et SHANHOLTZ V.O. (1987). Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 30, 953-959.
- LAL R. (1974). No-tillage effects on soil properties and maize (*Zea mays* L.) production in western Nigeria. *Plant & Soil*, 40, 321-331.
- LOCKE, M. A. (1992). "Sorption-desorption kinetics of alachlor in surface soil from two soybean tillage systems." *Journal of Environmental Quality* 21 : 558-566.
- LOCKE, M. A., L. A. GASTON, et al. (1996). Alachlor biotransformation and sorption in soil from two soybean tillage systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44 : 1128-1134.
- Malone, R. W.; Logsdon, S.; Shipitalo, M. J.; Weatherington-Rice, J.; Ahuja, L.; Ma, L., 2003. Tillage effect on macroporosity and herbicide transport in percolate. *Geoderma*, 116 : 191-215.
- MASSE, L., N. K. PATNI, P.Y. JUI, B.S. CLEGG (1996). "Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage - part 2: atrazine and metolachlor." *Transactions of the ASAE* 39 : 1673-1679.
- MASSE, L., N. K. PATNI, et al. (1998). "Groundwater quality under conventional and no tillage: II. Atrazine, deethylatrazine, and metolachlor." *Journal of Environmental Quality* 27 : 877-883.
- MAZZONCINI, M., R. LORENZI, et al. (1998). "Diclofop-methyl dissipation in clay soil under different tillage systems in central Italy." *Soil & Tillage Research* 46 : 241-250.
- MILLS J.A., WITT W.W. et BARRETT M. (1989). Effects of tillage on the efficacy and persistence of clomazone in soybean (*Glycine max*). *Weed Sci.*, 37, 217-222.
- MOROTE C.G.B., VIDOR C. et MENDES N.G. (1990). Soil temperature as affected by mulching and irrigation. *R. Bras. Ci. Solo*, 14, 81-84.
- MOSCHLER W.W., MARTENS D.C., RICH C.I. et SHEAR G.M. (1975). Comparative lime effects on conventionally tilled corn. *Agron. J.*, 64, 229-231.
- Petersen, C. T.; Jensen, H. E.; Hansen, S.; Koch, C. B., 2001. Susceptibility of a sandy loam soil to preferential flow as affected by tillage. *Soil & Tillage Research* 58 : 81-89.
- REDDY, K. N., M. A. LOCKE, et al. (1997). "Tillage and cover crop effects on cyanazine adsorption and desorption kinetics." *Soil Science* 162 : 501-509.
- SADEGHI, A. M. and A. R. ISENSEE (1997). "Alachlor and cyanazine persistent in soil under different tillage and rainfall regimes." *Soil Science* 162 : 430-438.
- SADEGHI, A. M., A. R. ISENSEE, et al. (1998). "Effect of tillage age on herbicide dissipation: a side-by-side comparison using microplots." *Soil Science* 163 : 883-890.
- SAUER T.J. et DANIEL T.C. (1987). Effect of tillage system on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51, 410-415.
- SHIRMOHAMMADI A., MAGETTE W.L., BRINSFIELD R.B. et STAVER K. (1987). Groudwater loading of agrochemicals in the coastal plain region. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 87, 2632.
- SPENCER W.F. et CLAITH M.M. (1974). Factors affecting vapor loss of trifluralin from soil. *J. Agron. Food Chem.*, 22, 987-991.
- TAKAHASHI N., MIKAMI N., YAMADA H. et MIYAMOTO J. (1985). Photodegradation of the pyrethroid insecticide fenprothrin in water, on soil and on plant foliage. *Pestic. Sci.*, 16, 119-131.
- Tebbrugge, F. and R. A. During (1999). "Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany." *Soil & Tillage Research* 53 : 15-28.
- THOMAS G.W. (1985). Managing minimum-tillage fields, fertility, and soil type. In *Weed control in limited-tillage systems*. Wise A.F. Champaign, IL: Weed Sci. Soc. Am.
- TRIPLETT G.B. et van DOREN D.M. (1969). Nitrogen, phosphorus and potassium fertilization of non-tilled maize. *Agron. J.*, 61, 637-639.
- TRUMAN, C.C., REEVES, D.W., SHAW, J.N., MOTTA, A., BURMESTER, C.H., RAPER, R.L. et SCHWAB, E.B., 2003. Tillage impacts on soil property, runoff, and soil variations from a rhodic paleudult under simulated rainfall. *Journal of Soil and Water Conservation society*, 58, 258-267.

- UNGER P.W. (1987). Straw mulch effects on soil temperature and sorghum germination and growth. *Agron. J.*, 70, 858-864.
- Vervoort R. W.; Dabney S. M.; Romkens M. J. M., 2001. Tillage and row position effects on water and solute infiltration characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 65 : 1227-1234.
- WALTER M.F., STEENHUIS T.S. et HAITH D.A. (1979). Nonpoint source pollution control by soil water conservation practices. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 22, 834-840.
- WATTS, D. W. and J. K. HALL (1996). "Tillage and application effects on herbicide leaching and runoff." *Soil & Tillage Research* 39 : 241-257.
- WAUCHOPE R.D., McDOWELL L.L. et HAGEN L.J. (1985). Environmental effects of limited tillage. In *Weed control in limited-tillage systems*. Wiese A.F. Champaign, IL: Weed Sci. Soc. Am.
- WEED, D. A. J., R. S. KANWAR, et al. (1998). "Alachlor dissipation in shallow cropland soil." *Journal of Environmental Quality* 27 : 767-776.
- WHANG, J. M., C. J. SCHOMBURG, et al. (1993). "Volatilization of fonofos, chlorpyrifos, and atrazine from conventional and no-till surface soils in the field." *Journal of Environmental Quality* 22 : 173-180.
- WIENHOLD, B. J. and T. J. GISH (1994). "Effect of formulation and tillage practice on volatilization of atrazine and alachlor." *Journal of Environmental Quality* 23 : 292-298.
- ZABLOTOWICZ, R. M., M. A. LOCKE, et al. (2000). "Interactions of tillage and soil depth on fluometuron degradation in a Dundee silt loam soil." *Soil & Tillage Research* 57 : 61-68.

3.5.2.3 - Travail du sol et techniques associées en cultures pérennes

- Kosmas C., Danalatos N., Cammeraat L.H., Chabart M., et al. (1997). The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, 29, 45-59.
- Lennartz M., Louchart X., Voltz M., Andrieux P. (1997). Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards as related to agricultural practices. *Journal of Environmental Quality*, 26, 6, 1493-1502.
- Liu F., O'Connel N.V. (2003). Simazine runoff from Citrus orchards affected by shallow mechanical incorporation. *Journal of Environmental Quality*, 32, 78-83.
- Messer T. (1980). Soil erosion measurements on experimental plots in Alsace vineyards (France). In : Assessment of erosion. Jan de Ploey ed., *Catena supplement 4*, Braunschweig, 115-127.
- Troiano J., Garretson C. (1998). Movement of simazine in runoff water from Citrus orchard row middles as affected by mechanical incorporation. *Journal of Environmental Quality*, 28, 488-494.
- Tropeano D. (1983). Soil erosion on vineyards in the tertiary piedmontese basin (northwestern Italy), studies on experimental areas. In : Rainfall simulation, runoff and soil erosion. Jan de Ploey ed., *Catena supplement 4*, Braunschweig, 115-127.
- Voltz M., Louchart X., Andrieux P., Lennartz B. (2003). Processes of pesticide dissipation and water transport in a Mediterranean farmed catchment. *Hydrology of the Mediterranean and semiarid region : IAHS Publication*, 278, 422-428.

3.5.2.4 - Stratégies de substitution

- Directive 91/414/CEE, CONSLEG: 1991L0414 — 01/01/2004, Office des publications officielles des Communautés européennes, 207 p.
- Directive 2003/82/CEE, amendant l'Annexe V de la directive 91/414/CEE, et proposant des phrases types de précautions à prendre pour la protection de l'homme ou de l'environnement prévues à l'article 16 de la directive 91/414. In Directive 91/414/EC, CONSLEG: 1991L0414 — 01/01/2004, Office des publications officielles des Communautés européennes, 207 p.

3.5.3 - Action à l'échelle du paysage

3.5.3.1 - Bandes enherbées et boisées

- Arora, K., Mickelson, S. K., Baker, J. L., Tierney, D. P. and Peters, C. J. (1996). Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. *Transactions of the Asae* 39, 2155-2162
- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., Réal B., Coquet Y., Margoum C., Laillet B., Dutertre A., Gril J.J., Barriuso E. (2003). Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole : cas des pesticides. *Etude et Gestion des Sols* 2003,10 : 299-312.
- Benoit P., Pot V., Madrigal I., Lacas J.G., Gril J.J., Réal B. (2004). Dissipation des pesticides dans les dispositifs tampons enherbés et boisés : principaux processus impliqués. In : 32^e conférence du Groupe Français des Pesticides . Produits phytosanitaires, concilier efficacité et gestion durable. Dijon, Mai 2004, communication orale.

- Cole, J. T., Baird, J. H., Basta, N. T., Huhnke, R. L., Storm, D. E., Johnson, G. V., Payton, M. E., Smolen, M. D., Martin, D. L. and Cole, J. C. (1997). Influence of buffers on pesticide and nutrient runoff from bermudagrass turf. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1589-1598.
- CORPEN. (1997). Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés ; état des connaissances et propositions de mise en œuvre. Ministères de l'agriculture et de l'Environnement. 88 p.
- Duvoux, B. (1990). Protection rapprochée des cours d'eau contre l'effet de l'érosion des terres agricoles. Ministère de l'Environnement, Délégation à la qualité de la Vie
- Gril, J.J. (2003). Etude de l'intérêt des zones boisées dans la lutte contre la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cemagref. Rapport pour le ministère de l'Ecologie et du Développement rural.
- ITCF – Agences de l'eau. (1998). Etude de l'efficacité des dispositifs enherbés. Publication AE Loire-Bretagne.
- Klöppel, H., Kordel, W. and Stein, B. (1997). Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip ; rainfall and runoff simulation studies. *Chemosphere*, 35, 129-141.
- Lacas, J.-G., Voltz, M., Gouy, V., Carluier, N. and Gril, J.-J.,(2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for sustainable development*, (sous presse).
- Lowrance, R., Altier, L. S., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Sheridan, J. M., Bosch, D. D., Hubbard, R. K. and Thomas, D. L. (2000). REMM : the Riparian Ecosystem Management Model. *Journal of soil and water conservation*, 27-34.
- Misra, A. K., Baker, J. L., Mickelson, S. K. and Shang, H. (1996). Contributing area and concentration effect on herbicide removal by vegetative buffer strips. *Transactions of the Asae*, 39, 2105-2111
- Patty, L. (1997). Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. PhD thèse, Grenoble I, 217 p.
- Pot V., Benoit P., Yra A., Martínez Cordón M.-J., Labat C. (2003). Impact of intensity rates on physical non-equilibrium processes and on retention and degradation of pesticides in undisturbed grassed filter strip soil cores, using inverse modelling. 1st Microlysimeter Workshop, Neustadt/Wstr., Germany,
- Rankins, A. J., Shaw, D. R. and Boyette, M. (2001). Perennial grass filter strips for reducing herbicide losses in runoff. *Weed Science*, 49, 647-651.
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G. and Hoagland, K. D. (1999). Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28, 1479-1489.
- Souiller, C., Coquet, Y., Pot, V., Benoit, P., Réal, B., Margoum, C., Laillet, B., Labat, C., Vachier, P. and Dutertre, A. (2002). Capacités de stockage et d'épuration des sol de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. *Etude et gestion des sols*, 9, 269-285.

3.5.3.2 - Haies

- Brown, R.B., Carter M.H., Stephenson G.R., Brown R.B., 2004. Buffer zone and windbreak effects on spray drift deposition in a simulated wetland. *Pest Management Science*: 1085-1090.
- Caubel, V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Thèse de l'ENSA de Rennes, 155p.
- Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P., Grimaldi, M., 2003 Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrol. Process.* : 17 (9), p.1811-1821. <http://dx.doi.org/doi:10.1002/hyp.1214>
- Klöppel, H. and Kördel, W., 1997. Pesticide Volatilization and Exposure of Terrestrial Ecosystems. *Chemosphere*, 35(6): 1271-1289.
- Longley, M., Cilgi, T., Jepson, P. C., Sotherton, N. W., 1997. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows .1. Summer applications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(2): 165-172.
- Marshall, EPJ, Moonen, A.C., 2002. Field Margin in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 5-21.
- Merot P., Gascuel-Oudou C., Walter C., Zhang X.; Molénat J., 1999 Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des Sciences de l'Eau* : 12 (1), p. 23-44
- Merot, P., 1999. The influence of hedrow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie*, 19 (8), 655-669.
- Pergher, G., Gubiani, R., 1995. The effect of spray application rate and airflow rate on folier deposition in a hedgerow vineyard, *Journal of agricultural Engineering*, pp. 205-216.
- Thomas, Z., Molenat, J., Caubel, V., Grimaldi, C., 2004. Impact de la haie sur le transfert de l'eau dans une zone de bas-fond. Modélisation hydrodynamique du système sol-nappe. Colloque Bassin versant futur , Avril 2004. Sous presse pour édition ouvrage INRA Editions.
- Tortrat, F., 2005. Modélisation orientée décision des transferts par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse de l'ENSA de Rennes. 155p.
- Viaud, V. 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments : approche empirique et modélisations. Thèse de l'ENSA de Rennes. INRA UR SAD Armorique Rennes, INRA UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes. 255 p. + annexes
- Van de Zande, J.C., Michielsen, J.M.G.P., Stallinga, H., Wenneker, M. and Heijne, B., 2004. Hedgerow filtration and barrier vegetation., *Pesticide Application and drift management*, Hawai.

- Walter, C., Merot, P., Layer, B., Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows in soil organic carbon storage on hillslopes. *Soil Use and Management* : 19 (3), p.201-207.
- Weisser, P., 2002. Off crop drift sediments on plant surface - exposure of non-target organisms. *Aspects of Applied Biology*, 66: 225 - 230.

3.5.3.3 - Fossés

- Gautier, N., Gavoty, E., Mokrani, A., Planty, V. , 2005. Fossés agricoles: fonctions hydrauliques et environnementales. Etat des connaissances et cas d'études. Projet d'ingénieur, Spécialisation Gestion de l'Eau, des Milieux cultivés et de l'Environnement, AgroM, Montpellier, 102 pages.
- Charnay, L. 1998. Etude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés: rôle des sédiments. DEA Chimie analytique. Cemagref – Université Claude Bernard, Lyon : 53p.
- Dierksmeier, G., Martinez, K., Ricardo, C., Garcia, M., Orta, L. and Moreno, P. 2002. Behaviour of pesticides in a water/sediment system under laboratory and fields conditions. *Environmental Technology*, 23:1303-1307.
- Louchart, X. 1999. Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Étude expérimentale et éléments de modélisation. Thèse de doctorat en Science du Sol, ENSA de Montpellier, Montpellier.
- Margoum C., Garon-Boucher, C. 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés: caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. Thèse, Université Joseph Fourier - Grenoble I, Grenoble.
- Margoum C., Gouy, V., Laillet, B., Dramais, G. 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Revue des sciences de l'eau*, 16/3, 389-405.
- Margoum C., Gouy V., Williams R. et Smith J., 2001. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries EAT Numéro spécial 2001 : Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives*. Cemagref Editions, pp. 81-90.
- Miles, J.R.W. and Harris, C.R. 1971. Insecticide residues in a stream and a controlled drainage system in agricultural areas in Southwestern Ontario. *Pesticides Monitoring Journal*, 5(3): 289-294.
- Moore, M.T., Benett, E.R., Cooper, C.M., Smith, Jr.F.D., Milam, C.D. and Farris, J.L. 2001. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalotrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 97: 309-314.
- Williams, R.J., White, C., Dreyman, S., Gouy, V., Garon-Boucher, C. and Souiller, C. 1999. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. In: *The 1999 Brighton conference – Weeds, Brighton, oct1999: 675-680*.

3.5.3.4 - Drainage enterré

- Brown ,C.D., Fryer, C.J. and Walker, A. (2001). Influence of topsoil tilth and soil moisture status on losses of pesticide to drains from a heavy clay soil. *Pest Manag Sci*57:1127-1134.
- Focus Surface Water Group (2005). Landscape and mitigation factors in aquatic ecological risk assessment. Volume 2, detailed technical reviews. 428 p. (A paraître).
- Harris, G.L., Hodgkinson R.A., Brown, C., Rose D.A., Mason, D.J., Catt, J.A..(1993). The influence of rainfall patterns and soils on losses of isoproturon to surface waters. In : *poc. Crop Protection in northern Britain Dundee UK*, 247-252.
- Harris G.L., Jones R.L., Catt J.A., Mason D.J., Arnold D.J. (1995). Influence of agricultural management and pesticide sorption on losses to surface waters. In : *Pesticide movement to water ; Walker A. et al Edtrs. BCPC Monographs N° 62*, 305-310.
- Kladivko, E.J., Brown, L.C. and Baker, J.L. (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Crit Rev Environ Sci Technol* 31:1-62.
- Novak S. (1999). Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatrice . Thèse doctorat Univ. H. Poincaré, Nancy I. 285 p.
- Réal B., Dutertre A., Eschenbrenner G., Bonnifet J.P., Muller J.M. (2004). Transfert de produits phytosanitaires par drainage, ruissellement ou percolation. Résultats de 10 ans d'expérimentation. Communication au Coloma. 8 p.

3.5.3.5 - Zones humides

- Angier, T.J., McCarty, G.W., Clifford, P.R., Bialek, K., 2002. Influence of a riparian wetland on nitrate and herbicides exported from an agricultural field. *J. Agric. Food Chem.*, 50, 4424-4429.
- Baudry J., 1997. Buffer zones and farming systems. In: Haycock, N., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G., (Eds.), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. *Quest. Environmental*, 275–282.
- Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Thèse Université de Rennes1.
- Blackwell, M.S.A., Hogan, D.V., Maltby, E., (2002). Wetlands as regulator of pollutant transport. In : *Agriculture, Hydrology and Water quality*, Eds Haygarth P.M. and Jarvis S.C., CAB Int. Publishing, 321-339.

- Braskerud B.C. , Haarstad K. (2003). Screening the retention of thirteen pesticides in a small constructed wetland. *Water Science and Technology*, 48, 5, 267-274.
- Durand P., Gascuel-Oudoux C., Kao C., Mérot P., 2000. Une typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes. *Etude et gestion des sols*, 7 (3), 207-208.
- Durand, P., Charnay, M.P., Jaffrezic, A., Clement, 2005. Les zones humides et leurs sols. In : *Sols et Environnement*, Dunod, Eds, Girard M.C., Berthelin J., Morel J.L., Remy J.C., Walter C., 364-385.
- Fustec, E., Chesterikoff, A., Mouchel, J.M., Chevreuil, M., 2000. La rétention et le devenir des micropolluants. In : *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod. Eds, Fustec E., Lefeuvre J.C., 161-181.
- Fustec, E., Lefeuvre, J.C., 2000. *Fonction et valeur des zones humides*. Dunod, 426 pp.
- Kao, C.M., Wang, J.Y., Wu, M.J., 2001. Evaluation of atrazine removal processes in a wetland. *Water Science and technology*, 44, 539-544.
- Kao, C.M., Wang, J.Y., Chen, K.F., Lee, H.Y., Wu, M.J., 2002. Non-point source pesticide removal by a mountainous wetland. *Water Science and technology*, 46, 199-206.
- Merot, P., 2000. TYPHON : typologie fonctionnelle des zones humides de bas-fonds de vallée en vue de la régulation des pollutions diffuses agricoles. *Rapport final PNRZH, CAREN*, 115p.
- Moore, M.T., Rodgers, J.H., Cooper, C.M., Smith, J.S., 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine associated agricultural runoff. *Environmental Pollution*, 110, 393-399.
- Schultz, R., Peal, S.K.C., Hugo, C., Krauss, V., 2001. Concentration, load, toxicity of spreadrift-borne azinphos-methyl at the inlet and outlet of a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 18, 239-245.

3.5.3.6 - Gestion bords de champ et zones non traitées (ZNT)

- Marshall, EPJ, Moonen, A.C., 2002. Field Margin in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, 89, 5-21.
- Thenail, C., Lecoeur, D., 2004. La gestion des bordures de champ dans le fonctionnement et sur le territoire de l'exploitation agricole. http://www.rennes.inra.fr/sad/docs_sad_armorique/theme_developpement/CRGesBC.htm

3.5.3.7 - Répartition spatiale des cultures

- Colin, F., Puech C., de Marsily G., 2000. Relation between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *Journal of hydrology*, 236, 139-152.
- Gillet, H., Ferron, O., Bazile, E., Clisson, O., Carrel, V., 2002. Transfert de produits phytosanitaires et qualité de l'eau. In "A la recherche d'une agriculture durable. Etude de systèmes herbagers économes de Bretagne". Ed. Alard V., Béranger C., Journet M., INRA Edition, 259-272.

Chapitre 4

Stratégies de protection des cultures

Coordinateurs du chapitre : Jean-Noël Aubertot et Serge Savary

Auteurs : Jean-Noël Aubertot (INRA), Michel Clerjeau (ENITAB/INRA), Christophe David (ISARA), Philippe Debaeke (INRA), Marie-Hélène Jeuffroy (INRA), Philippe Lucas (INRA), Françoise Monfort (INRA), Philippe Nicot (INRA), Benoît Sauphanor (INRA)

Table des matières

4.1. Concepts pour la protection des cultures	4
4.1.1. La protection des cultures : pourquoi ?	4
4.1.2. Bio-agresseurs des cultures et performances des agrosystèmes	5
4.1.3. Typologie des cycles biologiques des bio-agresseurs	7
4.1.4. Quantification de la nuisibilité des bio-agresseurs	11
4.1.6. Quantification des dégâts.....	12
4.1.7. Quantification du dommage	13
4.1.8. Déterminants des pertes de récolte	14
4.1.9. Définitions du risque en protection des cultures.....	15
4.1.10. Décisions et stratégies de gestion.....	16
4.2. Méthodes de protection des cultures	17
4.2.1. Panorama des différentes méthodes de contrôle.....	17
4.2.2. Raisonement de la lutte chimique	19
4.2.2.1. Réduction de la fréquence de traitement	19
4.2.2.2. Réduction des doses d'application par unité de surface cultivée.....	19
4.2.2.3. Choix des périodes et des conditions d'application des pesticides.....	19
4.2.3. Les résistances obtenues par la sélection variétale	20
4.2.4. Lutte biologique.....	20
4.2.5. Les méthodes de lutte physique.....	21
4.2.5.1. La lutte thermique	21
4.2.5.2. La lutte électromagnétique	21
4.2.5.3. La lutte mécanique	21
4.2.5.4. La lutte pneumatique	22
4.2.6. Les méthodes associées au système de culture : le contrôle cultural	22
4.2.7. Les biotechnologies et le génie génétique	24
4.2.7.1. Remarques générales	24
4.2.7.2. Biotechnologies et protection des plantes	27
4.2.7.3. Position de la Société Américaine de Phytopathologie vis-à-vis des biotechnologies	28
4.2.7.4. La mise en culture de plantes génétiquement modifiées permet-elle une réduction de l'utilisation des pesticides ?	28
4.2.8. Induction de résistance chez les plantes.....	31
4.2.9. L'intégration en protection des cultures.....	32
4.2.9.1. IPM - Quelques définitions.....	32
4.2.9.2. Questions relatives à l'intégration en protection des cultures	33
4.3. Les grandes cultures	36
4.3.1. Les bio-agresseurs des grandes cultures	36
4.3.2. Les pratiques actuelles	45
4.3.2.1. Panorama général	45
4.3.2.2. Cas de l'agriculture biologique.....	49
4.3.2.3. Durabilité de l'efficacité des méthodes de lutte.....	52
4.3.3. Les alternatives aux pratiques actuelles en grandes cultures	54
4.3.3.1. Raisonement de la lutte chimique.....	54
4.3.3.2. Apports de l'amélioration génétique.....	55
4.3.3.3. Les méthodes de lutte biologique	57
4.3.3.4. Lutte physique	58
4.3.3.5. Les méthodes de contrôle cultural	59
4.3.4. Bilan intermédiaire pour les grandes cultures	62
4.4. Les productions légumières	63
4.4.1. Les bio-agresseurs des productions légumières	63
4.4.1.1. Notion de pertes sur cultures légumières	65
4.4.1.2. Spécificités des productions légumières en matière de gestion des problèmes parasitaires.....	65
4.4.2. Les pratiques actuelles	66
4.4.2.1. Les pratiques de désinfection des sols par fumigation	66
4.4.2.2. Cultures mineures et restriction d'emploi des produits phytosanitaires	66

4.4.3. Les alternatives	67
4.4.3.1. Les alternatives en matière de gestion des bio-agresseurs telluriques	67
4.4.3.2. Les alternatives en matière de gestion des ravageurs aériens en plein champ.....	69
4.4.3.3. Les alternatives en matière de gestion des ravageurs aériens en sol sous abri.....	70
4.5. La vigne	74
4.5.1. Les bio-agresseurs de la vigne	74
4.5.1.1. Agents de pertes de récoltes (groupe 1).....	74
4.5.1.2. Agents responsables de baisses de qualité (groupe 2)	75
4.5.1.3. Agents responsables de dépérissements ou de dégénérescence (groupe 3)	75
4.5.2. Les pratiques actuelles	77
4.5.2.1. Cadre général	77
4.5.2.2. Lutte contre les maladies.....	78
4.5.2.3. Lutte contre les insectes et acariens	79
4.5.2.4. Protection intégrée	81
4.5.3. Les alternatives	81
4.5.3.1. Procédés innovants	81
4.5.3.2. Pratiques culturales préventives.....	83
4.5.3.2. Perspectives de l'IPM en viticulture	84
4.5.4. Bilan intermédiaire pour la vigne	88
4.6. L'arboriculture fruitière	89
4.6.1. Principaux bio-agresseurs en arboriculture fruitière	89
4.6.2. Pratiques actuelles.....	90
4.6.3. Alternatives	92
4.6.3.1. La lutte génétique	92
4.6.3.2. La lutte biologique	92
4.6.3.3. La lutte microbiologique.....	93
4.6.3.4. La lutte autocide	93
4.6.3.5. La lutte biotechnique	94
4.6.3.6. Méthodes mécaniques.....	94
4.6.4. Exemple du verger de pommiers	95
4.6.5. Bilan intermédiaire pour l'arboriculture fruitière.....	97
4.6.5.1. Situation en Europe	97
4.6.5.2. Etat actuel en France.....	98
4.7. Bilans et perspectives pour la recherche en protection des cultures	99
4.7.1. Quelques éléments clés.....	99
4.7.2. Conclusions du Chapitre 4	102
4.7.3. Perspectives pour la recherche.....	103

[Références bibliographiques](#)

4.1. Concepts pour la protection des cultures

4.1.1. La protection des cultures : pourquoi ?

Protéger une culture n'a pas pour objectif proximal de réduire la quantité d'ennemis des cultures qui l'attaquent. Elle n'a pas pour but immédiat non plus de réduire la vitesse d'une épidémie causée par un pathogène donné, ou de réduire, cycle après cycle, la taille de population d'un groupe de bio-agresseurs, ni encore d'annihiler l'ensemble des bio-agresseurs qui affectent une culture, ou d'empêcher à jamais la survenue d'autres.

Certains de ces objectifs sont en réalité les étapes d'un but ultime. Certains autres sont inaccessibles ou non désirables. L'objectif ultime de la protection des cultures est de réduire les pertes de récoltes occasionnées par les bio-agresseurs.

Ce point établi, deux questions fondamentales se posent :

- comment qualifier une perte de récolte - s'agit-il uniquement de pertes en biomasse récoltée ?
- jusqu'à quel niveau cette perte (ces pertes, si celles-ci sont de dimensions différentes) est-elle tolérable ?

Les éléments qui suivent dans cette section sont destinés à expliciter, d'une part, ce que l'on peut considérer comme une perte de récolte, ce que l'on peut mesurer - et ce que l'on ne mesure pas bien encore -, et d'autre part, à expliciter le contexte dans lequel ce qui est tolérable est déterminé.

Pertes directes	Pertes indirectes	
	Pertes primaires	Pertes secondaires
- quantité	contamination des semences	exploitation
- qualité	infestation du sol	communauté
- coût de gestion	affaiblissement des cultures pérennes	exportateurs
- coûts supplémentaires de récolte	coûts de gestion	commerce (gros, détail)
- coûts supplémentaires de tri		consommateurs
- coût de re-semis / replantation		gouvernements
- coût lié au remplacement par une culture moins rentable		environnement

Tableau 4.1-1. Typologie des pertes de récoltes occasionnées par les bio-agresseurs de peuplements cultivés.

Zadoks et Schein (1979) donnent un synopsis de la nature des pertes de récoltes avec le tableau 4.1-1. Ce tableau reprend les normes établies et adoptées par l'Organisation des Nations Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation.

Ce tableau indique deux premières catégories de pertes de récoltes : celles causées directement par un bio-agresseur, et celles dont il est indirectement responsable. Parmi ces dernières, on peut distinguer des pertes indirectes primaires (liées à l'activité biologique du bio-agresseur), et des pertes indirectes secondaires (liées aux conséquences de cette activité biologique).

Un parasite tellurique (*Rhizoctonia solani*, par exemple) peut provoquer des pertes de récoltes directes sur pomme de terre (en quantité) ; d'autres pertes directes (souvent aussi importantes) sont une dépréciation de qualité (taches sur les tubercules), des coûts de gestion de la maladie, des coûts supplémentaires de tri. Des pertes indirectes concernent les contaminations de semences et du sol. Des pertes indirectes secondaires à l'échelle de l'exploitation, de la communauté agricole (coopérative par exemple), des systèmes d'exportation et commerciaux peuvent s'ensuivre. Le rôle de la situation de production est essentiel dans ce cas (effets de la mécanisation, disparition du tri manuel, marché de la pomme de terre lavée).

La gestion des mauvaises herbes prend évidemment en compte les pertes de récoltes directes en quantité. Mais une mauvaise gestion des adventices peut également causer des coûts supplémentaires de gestion du peuplement et des coûts de récolte additionnels ; par-dessus tout, une mauvaise gestion des adventices a des répercussions graves sur les cycles culturaux suivants (banques de semences du sol) et les options de rotation possibles. Le cas de beaucoup de nématodes (par exemple, le nématode doré de la pomme de terre) est analogue.

Le terme "perte de récolte", que nous demandons au lecteur de ne pas confondre avec "perte de rendement" en lisant ce texte, recouvre un ensemble de facettes diverses, certaines difficiles à évaluer, d'autres, hors du champ conventionnel de la protection des plantes. Le coût lié au remplacement par une culture moins rentable (c'est-à-dire, un coût d'opportunité), par exemple, est une cause de perte économique très importante pour les agriculteurs et le tissu agricole ; l'évaluation de ce type de perte économique est souvent difficile à effectuer.

Ce tableau distingue donc les pertes de récoltes directes - directement imputables à l'activité des bio-agresseurs des pertes indirectes - résultant des dommages¹, des pertes² économiques, et des cycles biologiques (propagules résistantes, structures de survie) des bio-agresseurs. La classification élaborée par Zadoks et Schein incorpore également les notions de pertes de récoltes primaires et secondaires. Le terme 'perte de récolte' auquel ce chapitre fait référence à de très nombreuses reprises, ne renvoie donc pas à la notion limitée de 'perte de rendement', même si celle-ci en fait partie ; et c'est bien à la notion d'ensemble, recouverte par le terme 'perte de récolte' illustrée par le tableau ci-dessus que nous voulons faire référence ici.

Ce point très important étant posé, il est également clair que la littérature scientifique, pour tout un ensemble de raisons, s'est beaucoup plus attachée à quantifier, analyser, modéliser, comprendre, et prédire les pertes de rendement, c'est-à-dire, les pertes de récoltes directes quantitatives (pour reprendre la classification de Zadoks et Schein et de la FAO). L'une des raisons immédiates à cet état des connaissances et des méthodes est que la communauté scientifique s'est, depuis des décennies, attachée à la résolution du problème de sécurité alimentaire globale. Une autre raison, que nous développons, est qu'il ne peut y avoir de perte économique que si au préalable les mécanismes sous-jacents à une perte de rendement ne se sont pas exprimés. Au plan méthodologique, c'est donc sur l'aspect des pertes directes quantitatives ('pertes de rendement') que nous reconnaissons comme restreint, que plusieurs points sont développés ci-dessous.

4.1.2. Bio-agresseurs des cultures et performances des agrosystèmes

Les bio-agresseurs des cultures sont des composants des agrosystèmes, au même titre que les sols, les plantes qui y sont cultivées, les instruments qui y sont utilisés, ou les producteurs eux-mêmes (Rabbinge, 1989). Comme les autres composants des agrosystèmes, les bio-agresseurs sont influencés par des facteurs extérieurs, physiques comme le climat, économiques comme l'évolution des marchés agricoles, ou sociaux comme les savoir-faire ou les traditions agricoles. Et comme les autres composants des agrosystèmes, les bio-agresseurs des cultures influent sur les performances, positives ou négatives, des agrosystèmes.

Une vision sur le fonctionnement et les performances des agrosystèmes où les bio-agresseurs sont inclus présente deux intérêts, tous les deux d'importance équivalente. Le premier intérêt est scientifique : cette vision élargie permet d'appréhender l'ensemble des mécanismes qui influent d'une part sur la biologie des bio-agresseurs, et d'autre part sur les effets qu'ils peuvent avoir sur les agrosystèmes et leurs performances. Le second intérêt est concret et pratique : cette vision permet d'aborder la gestion des bio-agresseurs dans le contexte de celui des agrosystèmes, et non pas isolément.

L'histoire de la protection des cultures est riche d'erreurs qui démontrent les risques d'interventions simplistes, où les contextes de production sont ignorés. Par ailleurs, la protection des cultures n'est, pour l'essentiel, pas le fait de spécialistes, mais de producteurs pour qui elle n'est nécessairement

¹ Terme défini plus loin dans le texte.

² Terme défini plus loin dans le texte.

qu'une facette parmi d'autres préoccupations. *A contrario*, ignorer les connaissances accumulées sur la biologie et les effets des bio-agresseurs sur les cultures représenterait une régression grave.

Dans une perspective de recherche agronomique, il serait donc maladroit de confiner la réflexion à, par exemple, la dynamique des populations, leur "écologie", et leur génétique. Certainement, ces éléments sont nécessaires à une compréhension du fonctionnement des systèmes ; mais ils ne sont pas suffisants pour gérer des agrosystèmes de manière durable, notamment quant à leurs bio-agresseurs. Un élément utile est le concept de *situation de production*, qui recouvre l'ensemble des facteurs physiques, biologiques, techniques, sociaux et économiques qui concourent à la production végétale (de Wit, 1978, 1982). Ce concept peut paraître trop général et trop vague pour être opérant en agronomie ; des éléments sont avancés ci-dessous pour montrer qu'en réalité ce n'est pas exact. Il peut également paraître très éloigné des préoccupations immédiates de la protection des cultures ; c'est en réalité le contraire : une situation de production définit un rendement accessible, et de ce fait permet de quantifier les pertes de récoltes occasionnées par les adventices, les pathogènes ou les ravageurs animaux des cultures. La mise en œuvre du concept requiert évidemment qu'une définition opérationnelle lui soit donnée, afin de permettre une mesure. Ce point est également abordé ci-dessous.

Plutôt que le triangle : Bio-agresseur - Plante - Homme, c'est donc le tétraèdre : Peuplement végétal - Bio-agresseurs - Environnement - Homme qui est le cadre de la réflexion actuelle en protection des cultures (Zadoks et Schein, 1979). Cette structure rend compte des relations réciproques entre bio-agresseurs, plantes, environnement, et activités humaines. Par ailleurs, il fournit le contexte de la protection des cultures par des interventions, directes (destinées spécifiquement au contrôle des bio-agresseurs), ou indirectes (via le peuplement végétal - par exemple, le déploiement d'une résistance ; ou via l'environnement physique - par exemple, l'utilisation de méthodes d'irrigation différentes). La notion de pathosystème (Robinson, 1976) (pris ici au sens large, et incluant l'ensemble des bio-agresseurs possibles et les peuplements végétaux avec lesquels ils interagissent), en interaction et incluse dans un agrosystème est le fondement d'une logique pour comprendre et gérer, qui est abordée plus loin.

L'activité agricole se traduit par des résultats, des performances, dont certaines sont désirées (une production de grains, par exemple), et d'autres, indésirables (l'émission d'effluents, par exemple). On peut résumer rapidement les principaux éléments en jeu ainsi (Van Ittersum et Rabbinge, 1997) :

- L'activité agricole requiert des intrants, de deux types : substituables (travail, machinerie, pesticides, par exemple), ou non substituables parce que jouant un rôle essentiel dans le fonctionnement des agrosystèmes (eau, semences, nutriments, par exemple). Elle permet par ailleurs des performances, soit primaires, correspondant à la production agricole ou partie d'entre elle, soit secondaire (et généralement indésirable), comme les effluents de nutriments vers l'environnement, ou la diffusion de pesticides.
- Trois niveaux de production peuvent être définis selon la prise en compte de trois groupes distincts de facteurs (de Wit et Goudriaan, 1978 ; Rabbinge *et al.*, 1989) : (1) ceux qui déterminent la croissance, (2) ceux qui la limitent, et (3) ceux qui la réduisent. La production potentielle est le reflet du premier groupe exclusivement ; la production accessible est celle des deux premiers ; et la production réelle effective, le reflet des trois groupes de facteurs considérés ensemble. Ainsi, la production d'un champ de blé est (notamment) déterminée par le rayonnement et le génotype de la variété choisie (facteurs déterminants), limitée par la disponibilité en eau et en azote à certains stades de développement du peuplement (facteurs limitants), et réduite par l'activité biologique de certains bio-agresseurs (facteurs de réduction). Les facteurs de réduction incluent les bio-agresseurs des cultures, mais aussi les accidents climatiques.
- *Un point important est que les mesures destinées à accroître la production effective sont liées à des facteurs non substituables (l'eau et les nutriments, notamment), tandis que les intrants destinés à la protection de cette production sont souvent substituables, au moins jusqu'à un certain degré.*

Ces définitions peuvent paraître statiques, qui segmentent la production en trois niveaux (apparemment) indépendants (potentiel, accessible et effectif), et qui cloisonnent artificiellement les facteurs et les processus de la production. En réalité, elles permettent au contraire une analyse poussée des interactions ; ce point est essentiel, et il est discuté plus en détail ci-dessous.

A ce point de cette discussion, néanmoins, ces définitions permettent :

- de définir objectivement les bio-agresseurs comme étant des facteurs biologiques de réduction du rendement accessible ;
- de définir une perte quantitative de récolte occasionnée par les bio-agresseurs des plantes comme l'écart entre rendements accessible et effectif ; c'est la définition utilisée par la FAO depuis 1971 (Chiarappa, 1971, 1980 ; Zadoks et Schein, 1979) ;
- d'utiliser les pertes de récoltes comme *une mesure de l'efficacité actuelle des méthodes de gestion mises en œuvre* contre les bio-agresseurs, *ainsi que des progrès que l'on peut escompter d'avancées futures* dans le domaine de la protection des plantes (Zadoks, 1981a).

Comme l'indiquent les éléments ci-dessus, cette discussion se focalise sur une catégorie de pertes de récoltes seulement, les pertes quantitatives directes, c'est-à-dire les réductions de production en quantité directement attribuables aux bio-agresseurs. Les pertes de récoltes indirectes (par exemple, le coût de remise en place d'un nouveau peuplement végétal, ou le coût d'opportunité qui amène à ne pas mettre en place une culture et en choisir une autre, moins rentable, à cause des bio-agresseurs de la première), ou les pertes de récolte directes de type qualitatif (par exemple, la contamination du produit récolté par des toxines), ne sont pas prises en compte ici. Ces pertes sont, évidemment, très importantes, et mériteraient un traitement spécial. L'élément essentiel, cependant, est d'aborder les méthodes concernant les pertes de récoltes, en tant que raison d'être de la protection des cultures. On évoque donc ici les concepts et méthodologie existant pour quantifier, analyser, et modéliser les pertes de récoltes, en se restreignant au type le mieux documenté, celui des pertes de récoltes quantitatives directes.

Le cas des pertes de récolte de type qualitatif, qui sont d'une importance vitale pour certaines productions végétales, est cependant repris plus loin.

Deux points de vue existent, et sont également utiles, pour désigner une "épidémie", terme ici pris au sens général, censé s'appliquer à des ravageurs animaux, des adventices, ou des pathogènes de plantes. Ces deux paradigmes s'expriment ainsi :

- *Une épidémie dans un peuplement végétal est la conséquence d'une perturbation de son environnement.* Cette vision est particulièrement fréquente parmi les spécialistes de la santé des forêts. Bien souvent, le développement de bio-agresseurs attaquant les peuplements forestiers a pour origine une perturbation physique (climatique par exemple) ou humaine (gestion brutale des peuplements). On pourrait y rattacher les effets de pollutions. Cette notion est parfaitement applicable à la protection des plantes cultivées : la monoculture sur de très grands espaces d'un génotype (groupe de génotypes) sensibles est en soi une perturbation, et l'on connaît bien ses conséquences possibles.
- *Une épidémie est un phénomène (un processus) récurrent, influencé par le milieu, susceptible dans certains cas de provoquer des pertes de récoltes.* S'en suivent des pertes de récoltes chroniques, qui progressivement affectent le fonctionnement d'un agrosystème, en l'affaiblissant. Si ces épidémies présentent des phases paroxystiques, des pertes considérables de récoltes peuvent en découler.

Clairement, la gestion des deux types d'épidémies, générale, récurrente et chronique, ou bien ponctuelle et violente dans le temps et l'espace, fait appel à des mesures de contrôle différentes (voir ci-dessous). Bien entendu, des combinaisons des deux types existent, et constituent en fait la majorité des cas.

4.1.3. Typologie des cycles biologiques des bio-agresseurs

La protection des plantes est fondée sur une connaissance de : (1) leurs dynamique (et des déterminants de cette dynamique), et (2) des conséquences que ces dynamiques peuvent avoir sur le peuplement cultivé (les modes de trophismes, et les interactions entre modes de trophisme et physiologies des plantes et du couvert). Dans une très large mesure, c'est sur le premier de ces points que le raisonnement de protection des cultures est aujourd'hui fondé. Ce faisant, le raisonnement ignore d'autres manières de gérer, sur le long terme, et d'atténuer, sur le court terme, les bio-agresseurs des cultures en tant que facteurs de réduction des performances des agrosystèmes.

L'un des éléments importants que ce chapitre veut souligner est que le second point, le fonctionnement et les performances du peuplement végétal, en interaction avec les populations de bio-agresseurs (et leur résultante, des dégâts) constitue une base essentielle pour l'élaboration de stratégies de gestion durables. Il nous apparaît néanmoins nécessaire de reprendre le premier point, les cycles biologiques des bio-agresseurs, ici afin d'être complets dans notre analyse : ils constituent souvent le fondement de la protection des cultures en France. Autant, donc, serait-il faux de penser que les cycles biologiques des bio-agresseurs constituent l'unique fondement d'un raisonnement en protection des cultures, autant il est apparent que ces cycles doivent être abordés ici.

La diversité des cycles biologiques des bio-agresseurs est telle que tout essai de typologie est voué à des simplifications susceptibles d'être abusives. L'exercice est d'autant plus dangereux s'il est associé à des typologies d'action, car alors d'importantes erreurs issues de généralisations excessives sont possibles. Nous nous livrons néanmoins à cette extrapolation supplémentaire. Mais nous insistons sur le caractère réducteur, schématique, de ce qui suit, et recommandons au lecteur de n'y voir qu'un canevas de réflexion, et un canevas incomplet, puisque manquent à ce schéma les éléments concernant les dommages et les pertes que les bio-agresseurs sont susceptibles d'occasionner.

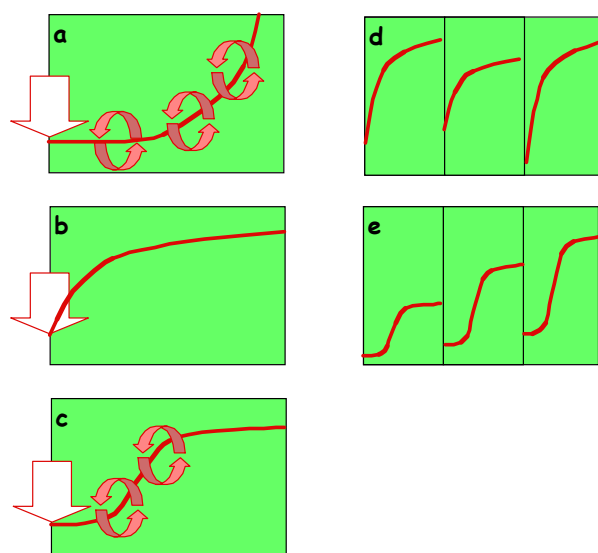


Figure 4.1-1. Dynamiques exponentielle (a), monocyclique (b), polycyclique (c), et polyétiques (d, e)

Les flèches de grande dimension en début de cycle représentent un influx, ou la mobilisation, de populations initiales. Les flèches en boucle représentent des processus monocycliques.

Les processus exponentiels et monocycliques résultent à la fois d'un influx initial et de processus monocycliques successifs, tandis que ces derniers font défaut dans le cas de dynamiques monocycliques. Les dynamiques polyétiques résultent de la concaténation (au cours de générations d'hôtes successifs, au cours des années ou des saisons) de dynamiques monocycliques (d) ou polycycliques (e) (Savary 2005).

A l'échelle d'un cycle végétatif, trois grands types de dynamiques de bio-agresseurs existent : exponentielle (a), monocyclique (b) et polycyclique (Savary, en préparation) (figure 4.1-1). Ces trois grands types se combinent à deux types de dynamiques à l'échelle de cycles végétatifs successifs : polyétique (figure 4.1-1, d et e) ou non.

Le type de dynamique a, exponentiel, présuppose (i) une multiplication (cycles) du bio-agresseur au cours du cycle végétatif, et (ii) la disponibilité illimitée de la ressource alimentant cette dynamique (spécialement, de sites dans le peuplement végétal). A ce second titre, ce prototype est un modèle d'école, rarissime dans la nature. Le type de dynamique (b) présuppose (i) l'absence de multiplication du bio-agresseur au cours du cycle végétatif, et (ii) une ressource limitée. Le type de dynamique (c) présuppose (i) l'existence d'une multiplication du bio-agresseur au cours du cycle végétatif, et (ii) une ressource limitée. Ce sont ces deux derniers types, et leurs combinaisons, qui sont couramment rencontrés.

L'existence d'une dynamique au cours de cycles végétatifs successifs est fortement dépendante de la capacité du bio-agresseur à survivre entre deux cycles, et de la mise en place successive de peuplements végétaux cultivés où il soit susceptible de se développer. Ceci est exprimé par différents degrés de polyétisme des dynamiques de bio-agresseurs. Deux niveaux de polyétismes (faible ou fort) peuvent par exemple être croisés avec deux types de dynamiques au cours d'un cycle végétatif (monocyclique ou polycyclique), et quatre types généraux sont envisagés. Quatre cas de figure sont ainsi envisageables :

- A- polyétisme faible - dynamique monocyclique
- B- polyétisme fort - dynamique monocyclique
- C- polyétisme faible - dynamique polycyclique
- D- polyétisme fort - dynamique polycyclique

Cette catégorisation indique que dans certains cas les dynamiques au cours de cycles végétatifs successifs sont connectées ; alors que dans d'autres, ils ne le sont pas. Il indique également que, selon le type de dynamique au cours du cycle végétatif (monocyclique ou polycyclique), le degré de concaténation varie.

A nouveau : il est essentiel d'insister ici sur le fait que la partition "monocyclique" - "polycyclique" est seulement destinée à générer un cadre de réflexion. Il y a plusieurs raisons pour mettre en garde le lecteur :

- 1) de nombreuses publications montrent que cette dichotomie est, souvent invalide : (i) on a par exemple souvent dit, à tort, que tous les parasites telluriques étaient monocycliques ; (ii) un organisme vivant s'adapte à son milieu ; un mode majeur d'adaptation est une inflexion des modes de reproduction ; et les bio-agresseurs de plantes n'échappent pas à la règle, avec d'important changements de mode de survie et de modification ; et (iii) beaucoup de bio-agresseurs occupent des positions intermédiaires : beaucoup sont partiellement monocycliques, ou faiblement polycycliques.
- 2) en pratique, des erreurs de gestion importantes sont dues à des notions préconçues sur les cycles biologiques, faute de connaissances suffisantes, ou par interpolation abusive.

Le tableau 4.1-2. donne quelques illustrations de ces différentes catégories.

	Degré de polyétisme	
	Faible	Fort
Dynamique monocyclique		<ul style="list-style-type: none"> - certaines adventices - certains bio-agresseurs telluriques (nématodes) - pathogènes de l'appareil aérien à survie tellurique - certaines maladies transmises par arthropodes
Dynamique polycyclique	<ul style="list-style-type: none"> - parasites biotrophes de l'appareil aérien - certaines maladies transmises par arthropodes 	<ul style="list-style-type: none"> - pucerons des céréales - oïdium de la vigne - certaines adventices - certaines maladies transmises par arthropodes

Tableau 4.1-2. Exemples de bio-agresseurs classés selon des dynamiques correspondant à deux niveaux de polyétismes croisés avec deux types de dynamiques au cours d'un cycle végétatif.

Les méthodes de gestion des populations de bio-agresseurs peuvent être classées en deux grandes classes : celles destinées à réduire les populations initiales, x_0 (en début de cycle végétatif) et celles destinées à ralentir la vitesse apparente d'accroissement d'une population, r (en cours de cycle végétatif).

Le tableau 4.1-3. indique que le contrôle des populations initiales de bio-agresseurs est spécialement efficace pour la gestion des populations dans le cas où l'on a affaire à un degré de polyétisme fort (la dynamique d'une saison est très fortement dépendante de celle de la saison précédente, à cause de la population résiduelle qu'elle a générée), et lorsque la dynamique est de type monocyclique (une seule phase de multiplication des organismes en cours de saison). Une limitation de x_0 aura également un effet important, mais sensiblement moindre, lorsque la dynamique est polycyclique avec un niveau de polyétisme élevé.

Le tableau 4.1-3. indique également que la réduction de la multiplication de la population d'organismes, représentée par r , sera spécialement efficace lorsque le degré de polyétisme est faible (quelle que soit la dynamique saisonnière : monocyclique ou polycyclique), et modérément efficace lorsque le degré de polyétisme est fort si la dynamique saisonnière est polycyclique.

	Degré de polyétisme	
	Faible	Fort
Dynamique monocyclique	$x_0 : 0 \text{ à } +$ $r : +++$	$x_0 : +++$ $r : +$
Dynamique polycyclique	$x_0 : 0$ $r : +++$	$x_0 : +$ $r : ++$

Tableau 4.1-3. Typologie des modes de gestion exprimés en niveaux de contrôle (0 à +++) obtenus par des actions sur x_0 et r , selon les niveaux de polyétismes croisés avec le types de dynamiques au cours d'un cycle végétatif.

Ces éléments amènent à un certain nombre de conclusions :

- 1- le contrôle des tailles de populations initiales (x_0) n'est efficace, dans l'absolu (voir remarque 1 ci-dessous) que dans un nombre limité de types de dynamiques. Mais ces types sont, au plan agricole, très importants, correspondant souvent à des bio-agresseurs responsables de pertes de récoltes pouvant être très importantes ;
- 2- les effets d'une réduction de r semblent concerner une grande majorité de cas, mais il est nécessaire de mieux qualifier ces effets, ce que nous faisons sommairement dans la remarque 2, ci-dessous.

Remarque 1 : les conclusions ci-dessus ne font pas référence à l'interaction des effets d'actions sur r et x_0 - c'est l'un des défauts typiques de ce genre de typologie. En réalité, ces interactions sont souvent très fortes, largement utilisées en agriculture, et très efficace. De bons exemples sont constitués par (1) la qualité des semences utilisées en grande culture, et le soin donné à veiller qu'elles ne comportent pas de semences d'adventices, (2) la certification des plants de pomme de terre, et le gain considérable qui en est généré par l'emploi de plants certifiés pour le contrôle des maladies virales, à condition qu'il soit mis en œuvre sur de très grandes surfaces, comme c'est le cas en France, (3) l'importance des traitements fongicides sur semences de céréales, qui constituent une barrière très efficace et reconnue vis-à-vis de maladies systémiques (carie du blé)³, mais vraisemblablement aussi un frein mal reconnu à l'encontre de maladies dont les caractéristiques sont typiquement polycycliques.

Remarque 2 : la réduction de r peut être la traduction d'actions très nombreuses. L'effet trivial est celui des pesticides, employés dans un contexte de décision tactique. Mais beaucoup d'autres effets s'ajoutent :

- celui de la résistance variétale partielle (ou, analogue en effet, des associations variétales) ; celui de la gestion de l'alimentation minérale du peuplement, le rendant moins vulnérable aux infections ;
- celui de la gestion de la structure du peuplement (par exemple, densité de semis, tailles, effeuillage) le rendant plus ou moins propice à la multiplication des bio-agresseurs ;
- celui du mode d'irrigation ; par exemple.

En réalité, les pratiques culturales sont virtuellement toutes, à des degrés divers, susceptibles d'affecter les dynamiques de bio-agresseurs. Cet élément est particulièrement bien documenté par exemple en phytopathologie par la synthèse de J. Palti (1981).

³ G. Raynal, communication personnelle.

4.1.4. Quantification de la nuisibilité des bio-agresseurs

Un canevas simple peut être utilisé, qui suit les points suivants (Zadoks, 1985 ; Savary, 1991) :

- une épidémie n'est pas certaine ; pour qu'elle se produise, il faut nécessairement qu'un certain nombre de conditions soient réunies dans le tétraèdre Peuplement végétal - Bio-agresseurs - Environnement - Homme ;
- il est postulé qu'une épidémie provoque des dégâts, c'est-à-dire un dysfonctionnement du peuplement végétal lié à l'activité biologique des bio-agresseurs (on pourrait imaginer une épidémie sans dégâts ; mais le statut de bio-agresseur de l'organisme en cause serait discutable et n'est donc pas envisagé ici) ;
- qu'une épidémie provoque un dommage, c'est-à-dire, une perte de récolte détectable, et *a fortiori* une perte de récolte supérieure à un certain seuil n'est pas certain ; cela dépend d'un ensemble de facteurs et d'interactions du système, et en particulier des interactions Peuplement végétal - Bio-agresseurs à l'échelle populationnelle et dynamique (dynamique des dégâts dans le temps ; physiologie du peuplement végétal exposé à ces dégâts) ;
- qu'une perte de récolte occasionne une perte économique pour l'agriculteur n'est pas une certitude ; cela dépend : (1) des investissements consentis à la production, (2) du dommage (des pertes de récoltes) occasionné, et (3) de la valeur du produit récolté. Ces trois éléments sont fluctuants. Ces éléments sont résumés dans la figure 4.1-2.

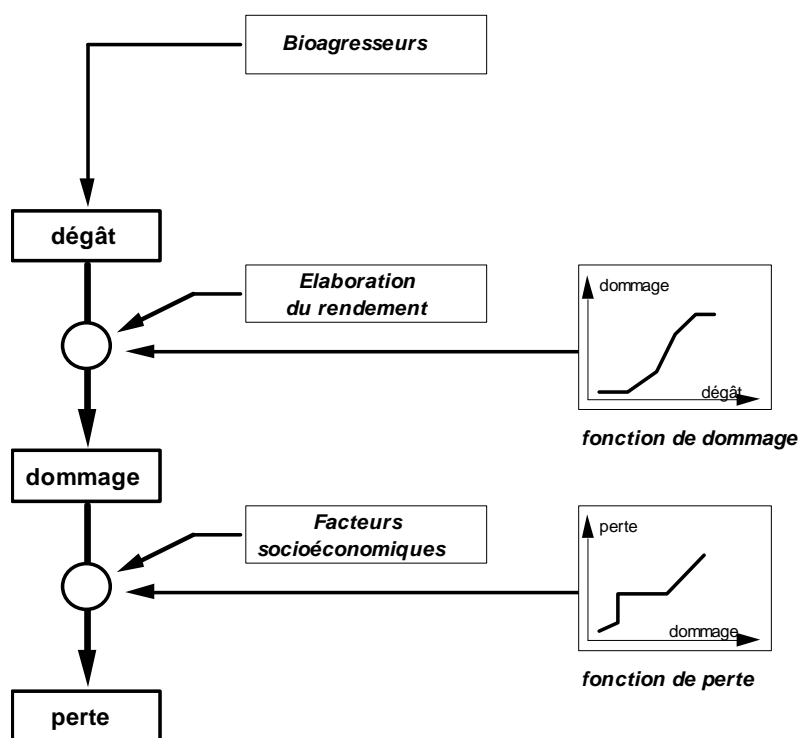


Figure 4.1-2. Relations entre bio-agresseur (et leur dynamique), dégâts (visibles et mesurables dans le peuplement), dommage (pertes de récolte) et perte (perte économique). La transition entre dégât et dommage dépend d'une part du processus d'élaboration du rendement et d'une fonction de dommage ; la relation entre dommage et perte dépend d'une part de facteurs socio-économiques et d'une fonction de perte (Source : Savary, 1991).

4.1.5. Dégât, dommage, et perte ; fonction de dommage et fonction de perte

Le canevas ci-dessus (Zadoks, 1985 ; Savary, 1991) souligne le risque qu'il y aurait à confondre, ou à assimiler, épidémie et perte de récolte (dommage), puisqu'il s'agit de phénomènes différents et dont les déterminants sont en principe distincts. Ce risque n'est souvent pas évité dans la recherche agronomique ; et le néologisme "nuisibilité" contribue malheureusement à ces confusions. Hormis les concepts évoqués ci-dessus, deux éléments sont utiles pour éviter cette confusion : (1) les dispositifs expérimentaux qui sont utilisés, qui doivent être spécifiques de l'objectif visé (soit analyse épidémiologique, soit quantification des pertes de récolte), et (2) les mesures, qui sont effectuées, qui ne sont pas interchangeables (voir ci-dessous).

Une fonction de dommage exprime les pertes de récoltes mesurées dans un peuplement végétal en fonction de la quantité de dégât. La construction d'une telle fonction exige la définition préalable du système envisagé (souvent, une partie d'un peuplement végétal cultivé et sa production finale, d'où l'expression commune des pertes de récoltes en biomasse par unité de surface, voir ci-dessous). Elle exige également (1) la mesure des performances du peuplement, (2) la mesure des performances accessibles de ce même peuplement, ainsi que (3) du dégât avec une méthode appropriée (voir ci-dessous).

La fonction de dommage joue un rôle central pour la protection des plantes cultivées contre leurs bio-agresseurs : c'est elle en effet qui sous-tend la théorie du seuil en protection des cultures (Zadoks, 1985).

Une fonction de perte exprime la relation entre niveaux croissants de dommage et les pertes économiques qui s'ensuivent. La construction de cette fonction dépend à son tour des mesures de dommages effectuées et de celles des pertes économiques. Alors que la notion de fonction de dommage a été mise en œuvre d'une manière systématique en protection des cultures, et opérationnalisée dans une très large gamme de pathosystèmes, très peu d'études en protection des cultures abordent cette fonction malgré son intérêt pratique (apparemment) évident.

Dans un certain nombre de cas (certaines maladies de la vigne, certains ravageurs sous serre, certains bio-agresseurs des cultures florales), la qualité du produit végétal, ou la vulnérabilité du peuplement, est telle que la fonction de dommage se réduit à seulement deux possibilités : c'est un signal carré, 0-1, oui-non. Dans ce cas, c'est d'emblée la fonction de perte (qualitative et financière) qui constitue le support de la protection.

4.1.6. Quantification des dégâts

Il existe un corpus important de méthodes pour mesurer les dégâts occasionnés par les bio-agresseurs des cultures (Chiarappa, 1971, 1980 ; Teng, 1980). Ces méthodes font essentiellement appel à des mesures effectuées au sein du peuplement végétal. Pour les dégâts de l'appareil aérien des clés existent qui permettent d'estimer d'une manière non destructive les dégâts occasionnés par différents arthropodes phytophages, y compris, par exemple, les miellats de pucerons sur céréales, par les agents pathogènes, ou par divers animaux phytophages. Pour les dégâts occasionnés à l'appareil racinaire, des méthodes similaires existent, qui sont nécessairement destructives dans la plupart des cas. Ces mesures font communément intervenir les notions de prévalence, d'incidence et de sévérité. Ces notions, nées de la recherche phytopathologique, sont parfaitement adaptables à l'ensemble des bio-agresseurs d'une culture (Savary *et al*, 1994).

Le cas des adventices, probablement la principale contrainte biotique à la réalisation de rendements accessibles pour un très grand nombre de productions de plein champ annuelles, paraît comparativement mal instrumenté. Diverses méthodes existent néanmoins (Chiarappa, 1980), parmi lesquelles la densité d'adventices par m², leur biomasse par m², et leur distribution spatiale par rapport au peuplement cultivé.

Le cas des maladies virales mérite une mention spéciale, où beaucoup d'études ont tenté de relier l'intensité des symptômes aux pertes de récoltes. Pour tout un ensemble de raisons, dont la subjectivité de la mesure de cette intensité (appelée souvent "sévérité" des symptômes), ce type d'approche n'est plus couramment employé ; l'incidence de maladie est devenue une norme communément admise (Barnett, 1986).

La mesure des dégâts a, en protection des plantes, des objectifs clairement distincts. Essentiellement, ces mesures sont destinées à : (1) étudier la progression des dégâts au cours du temps en vue d'une analyse dynamique ; (2) comparer des génotypes dont les résistances peuvent différer ; et (3) analyser la relation dégât-dommages. Il y a un véritable péril à confondre ces objectifs : ces objectifs étant distincts, ils font appel à des mesures différentes (Zadoks et Schein, 1979). Ainsi, une mesure, pertinente pour l'analyse des relations dégâts-dommages, peut ne pas permettre de distinguer des différences de résistance génétiques pourtant réelles. De la même manière, des mesures de résistance (souvent exprimées par des notes) sont souvent inadéquates pour mesurer la progression de dégâts au cours du temps, ou pour estimer des pertes de récolte.

4.1.7. Quantification du dommage

La littérature scientifique est riche de méthodes expérimentales pour quantifier les dommages (pertes de récoltes). Les travaux de Large et de James fournissent les fondements d'une quantification des dégâts occasionnés dans un peuplement végétal (Large, 1966 ; James, 1974). Ces éléments concernent essentiellement la mesure de dégâts occasionnés par des pathogènes sur le feuillage, les tiges, les racines et tubercules, et les fruits. Ils ont ensuite été complétés par un manuel couvrant les dégâts causés par la plupart des bio-agresseurs des plantes (Chiarappa, 1971, 1980).

Des méthodes existent pour mesurer le dommage (pertes de récoltes) en conditions expérimentales. L'ouvrage édité par Teng (1987) donne une revue assez complète des dispositifs expérimentaux, des techniques (taille des parcelles, unités d'observation, procédure d'échantillonnage, infestations artificielles, inoculations, traitements) qui peuvent être utilisés en routine. Ces méthodes ne recouvrent pas tous les cas possibles. Certains pathosystèmes s'avèrent particulièrement récalcitrants à la quantification du dommage, en particulier lorsqu'il s'agit de syndromes occasionnés par une combinaison de bio-agresseurs (par exemple, nématode et champignon) telluriques. Le cas de la "mort subite" de la pomme de terre (Francl *et al*, 1987, 1990) est particulièrement exemplaire, fournissant à la fois des protocoles expérimentaux et une méthode fiable, et probablement largement généralisable, pour partitionner les rôles des différents protagonistes. Le cas des maladies virales est également délicat ; les travaux sur le haricot (Hampton, 1975) ont, parmi les premiers, permis de clarifier les démarches possibles, et d'écarter la notion de "sévérité de symptômes" à quelques cas où elle a encore un sens.

On peut répertorier les différentes méthodes disponibles ainsi :

- Par des enquêtes de terrain. Beaucoup d'enquêtes ont été menées au Royaume-Uni (Large, 1966 ; James, 1969 ; King, 1977, 1980) sur les céréales, qui ont historiquement contribué à établir les méthodes encore utilisées dans beaucoup de cas. Ces études essentielles, ont été suivies par d'autres, notamment sur le blé en Australie (Stynes, 1980) et aux Pays-Bas (Daamen *et al*, 1989), le pois aux Etats-Unis (Wiese, 1980), l'arachide en Côte d'Ivoire (Savary, 1987), le caféier (Avelino, 1999) et le sorgho (Walls *et al*, 1989) au Honduras, le riz en Asie (Savary *et al*, 2000a). Un point important concernant cette approche est qu'elle ne permet pas une mesure directe du rendement accessible, qui par définition ne peut pas être mesuré dans ce contexte. Des estimations prudentes peuvent être néanmoins effectuées. Il en découle une forte imprécision sur les pertes de récoltes estimées. Ce type de travail, extrêmement lourd et onéreux, est cependant d'une valeur inestimable pour caractériser les situations de production et les profils de bio-agresseurs.
- Par des expérimentations de terrain. Il s'agit de la démarche conventionnellement mise en œuvre. Elle est largement décrite dans les textes de référence, et obéit à des règles très claires et précises, notamment pour (1) éviter des interférences entre parcelles, (2) décrire une gamme suffisante et

nécessaire de niveaux de dégâts, (3) effectuer des mesures de rendement et de performances des peuplements qui aient un sens agronomique. Ces trois points sont principalement destinés à générer l'information la plus précieuse de ce type d'approche, celle d'un rendement accessible mesuré dans une situation de production spécifiée (Savary, 1991).

- Toute une gamme de modèles empiriques existe pour traiter ces données. Ils sont bien décrits dans l'ouvrage de P. Teng (1987), et une revue assez complète de ces modèles a été effectuée par Madden *et al.* (1995) où leurs avantages et inconvénients sont décrits. Des méthodes concernant des combinaisons de bio-agresseurs y sont également discutées.

Les années 1970-2000 ont vu le développement de tout un ensemble de modèles mécanistes, d'abord conçus pour analyser quantitativement les performances de peuplements végétaux, puis d'agrosystèmes entiers, puis des bio-agresseurs des peuplements. Une bonne partie de ces efforts sont résumés dans quelques ouvrages (Penning de Vries et Van Laar, 1982). Même s'il existe des différences dans leur expression, les concepts fondamentaux sont essentiellement analogues d'un groupe de recherche à l'autre. Ces techniques sont bien établies, et permettent des études à caractère stratégique, par exemple dans la définition d'idéotypes de variétés résistantes, l'analyse de scénarios de rotations, d'intrants (eau, nutriments, produits chimiques). Ce ne sont pas, comme on a voulu parfois les voir, des instruments de prévision ni de gestion tactique au quotidien, sur le terrain. Mais ce sont de formidables outils de recherche par leur potentiel à rassembler les disciplines, à structurer les programmes, à définir des protocoles expérimentaux, et surtout à identifier nos manques de connaissances. De bons instruments de gestion au quotidien (Zadoks, 1981b) en sont issus ; mais ce ne sont pas des modèles de simulation : ils synthétisent l'essentiel des notions présentes dans des modèles de simulation, mais ces notions y sont réduites à leur expression la plus simple possible, afin de permettre une utilisation pratique en temps réel.

4.1.8. Déterminants des pertes de récolte

Il n'est pas possible ni utile d'entrer ici dans le détail des déterminants des pertes de récolte. Ce qui suit se borne aux éléments qui paraissent fondamentaux pour permettre une mise en œuvre, en délaissant les éléments spécifiques (parfois très importants) propres aux caractéristiques particulières d'un pathosystème donné.

- Le dommage est lié au dégât x selon une fonction de dommage : $D = f(x)$. Typiquement, mais non obligatoirement, il s'agit d'une fonction croissante, et généralement monotone. Selon le pathosystème donné, cette fonction devra tenir compte du développement de l'hôte (et f pourra être établie pour un ou quelques stades de développement prédéfinis), ou non (les dégâts s'accumulent et augmentent le dommage progressivement ; souvent, les effets de doses de dégâts supplémentaires sont moins qu'additifs).
- Au milieu des années 80 (à cause de progrès liés à l'usage de modèles de simulation, et à cause de recherches expérimentales, par exemple (Rabbinge et Rijdsdijk, 1981 ; Savary et Zadoks, 1992)), il est devenu apparent que l'on pouvait également écrire que : $D = f(x, Y_a)$, où Y_a représente le rendement accessible. Cette formulation exprime la relation intrinsèque, indépendante du niveau de dégât x concerné, dans laquelle les pertes de récolte D sont fonction, pour un niveau de dégât donné, du rendement accessible. Il devenait alors apparent que *la perte de récolte pouvait être vue comme une conséquence du rendement accessible visé, donc de la situation de production (voir ci-dessous) concernée, donc des pratiques culturales utilisées. Les pratiques culturales devenaient alors en soi un élément déterminant des pertes de récoltes, parce qu'elles déterminent à la fois le rendement accessible et la vulnérabilité du peuplement végétal.*
- A la même époque, les acquis de terrain, des travaux expérimentaux et de simulation montraient que l'on pouvait également écrire :

$$D = f(x, y, Y_a),$$

où y représente le dégât occasionné par un (ou plusieurs) autre bio-agresseur (Zadoks, 1985).

Cette dernière équation a des répercussions importantes, puisqu'elle replace la théorie du seuil dans un contexte pratique : les seuils, invoqués comme instruments essentiels de la décision tactique en

protection des cultures, ne sont pas uniformément applicables partout : ils dépendent des situations de production qui déterminent le rendement accessible, et ils dépendent aussi de la présence d'autres bio-agresseurs provoquant des dégâts. Très peu d'études quantitatives ont pris le relais de cette vision, qui pourtant correspond à une réalité de terrain et à un besoin concret.

4.1.9. Définitions du risque en protection des cultures

Une définition tirée de l'industrie

Le terme "risque" est employé systématiquement dans le domaine, souvent sans définition précise. Une définition possible est celle de l'industrie (Rowe, 1980), qui a été utilisée pour le déploiement d'organismes destinés à la lutte biologique (De Jong *et al*, 1990), et qui a été proposée plus généralement en protection des cultures (Savary, 1991 ; Savary *et al* 1994) :

$R = P \times M$, où :

P est la probabilité du risque, c'est-à-dire la probabilité qu'une épidémie (une population de bio-agresseur) s'établisse (croisse et se multiplie) jusqu'à un niveau donné (puis décroisse) ;

M est l'amplitude du risque, c'est-à-dire les conséquences que cette dynamique peut avoir sur les performances du peuplement au sein d'un agrosystème, exprimée en termes de pertes de récolte par rapport à un niveau de rendement accessible spécifié ;

et R est le risque associé au bio-agresseur considéré.

Combinant la définition ci-dessus et les combinaisons de situations de production (S) et de profils de bio-agresseurs (B), la construction de tableaux croisés (S x B) est possible, pour chacun des éléments R , M , et leur produit, P .

Ces tableaux permettent alors de raisonner l'évolution des composantes du risque R associé à un ensemble de bio-agresseurs B compte tenu de l'évolution des situations de production S . Ce travail a été mené par exemple dans le cas du riz en Asie tropicale en utilisant des approches expérimentales et des modèles empiriques (Savary *et al*, 2000a ; Savary *et al*, 2000b), et des approches expérimentales et des modèles de simulation numériques (Willocoquet *et al*, 2004). Il en découle des domaines spécifiés où la protection des cultures constitue un surinvestissement, et d'autres au contraire où elle est fortement déficiente, justifiant un effort d'identification des bio-agresseurs responsables de pertes intolérables vis-à-vis des performances attendues, et de recherches vers un choix d'options de gestion nouvelles à envisager.

Une définition pragmatique

Une autre approche du terme *risque* fait référence :

- d'une part à la nature des épidémies, soit récurrentes et chroniques, soit ponctuelles et aiguës (voir ci-dessus) ;

- d'autre part aux conséquences de ces épidémies, soit correspondant à un dommage régulier, systématique, mais limité, soit correspondant à un dommage massif, éventuellement irrécupérable (s'agissant par exemple d'une production pérenne).

	Epidémie chronique	Epidémie aiguë
Dommage limité	A - Stratégie de gestion visant à réduire les dommages récurrents et à accroître la viabilité du système	B - Cas ne nécessitant pas de stratégie particulière si les dommages sont peu importants et infréquents
Dommage massif	C - Contexte où la viabilité immédiate du système est en question, et où l'on doit reconsidérer la production végétale en tant que telle	D - Stratégie de gestion visant à prévenir les épidémies elles-mêmes, s'il est avéré que les dommages associés sont majeurs

Tableau 4.1-4. Typologie du risque associé au développement d'une population d'un bio-agresseur en protection des cultures.

Les cellules A et D du tableau 4.1-4 se traduisent par des réponses, en termes de stratégies (si elles existent) ou de recherches nouvelles (si les stratégies n'existent pas). Naturellement, cette catégorisation en 4 cas seulement des risques en protection des cultures est une simplification. Elle peut être illustrée spécifiquement dans le cas d'une grande culture, d'une culture maraîchère, et d'une culture pérenne, par exemple.

Mais ce tableau amène à clairement distinguer les cas A des cas D. Dans les premiers, des options de gestion durable visant un effet au cours de cycles végétaux successifs, options qui probablement peuvent être cumulatives, sont à privilégier (et des exemples concernant la gestion des adventices sont ici typiques et très nombreux), alors que dans les seconds, les options de gestion doivent prioritairement prévenir plutôt que contrôler⁴. On peut également s'interroger sur la fréquence avec laquelle des cas de type A ont été gérés comme des cas de type D, en mettant de plus en œuvre uniquement des instruments destinés à contrôler immédiatement, plutôt qu'à prévenir.

4.1.10. Décisions et stratégies de gestion

Trois types de décisions peuvent être distingués en protection des cultures qui correspondent à des échéances plus ou moins brèves, mais aussi à des degrés de liberté plus ou moins importants (tableau 4.1-5). Les décisions tactiques sont en général dépendantes de décisions antérieures, relevant de stratégies court-terme et/ou long-terme, et spécifiquement, de l'itinéraire technique choisi (ainsi on traite, évidemment, parce que la variété que l'on a choisie est sensible à un ravageur). Au contraire, les décisions stratégiques long-terme relèvent d'un degré de liberté beaucoup plus grand, tout en ayant des implications beaucoup plus lourdes.

Type de décision	Actions (exemples)
Tactique	<ul style="list-style-type: none"> • traiter • ne pas traiter <ul style="list-style-type: none"> • attendre
Stratégique court-terme	<ul style="list-style-type: none"> • choix de cette variété • choix de ce type de mise en place <ul style="list-style-type: none"> • choix de cet itinéraire technique
Stratégique long-terme	<ul style="list-style-type: none"> • choix d'un plan de sélection • définition d'un idéotype <ul style="list-style-type: none"> • choix d'une agriculture

Tableau 4.1-5. Echelles de temps de la décision en protection des cultures.

La protection des cultures est impliquée dans les trois types de décisions (tableau 4.1-5) : dans les décisions tactiques, en technologies disponibles ou à déployer ; dans les décisions stratégiques court-terme, en technologies et en instrument pour optimiser leur combinaisons ; dans les décisions stratégiques long-terme, par des recherches orientées vers de nouveaux instruments de gestion, vers les impacts prévisibles de ces instruments dans un contexte variable, et par les priorités assignées aux programmes de recherches. La réalisation d'une expertise collective sur l'usage des pesticides en France participe donc ainsi d'une stratégie de long terme pour la protection des cultures.

⁴ On peut mentionner ici les travaux menés par l'INRA sur les systèmes serre, tant pour la production de légumes (tomates), et plus encore, florale (roses). Dans les deux cas, un objectif essentiel est de prévenir l'intrusion de propagules, ou d'immigrants de bio-agresseurs dans le système clos et régulé que constitue une serre (*Botrytis cinerea*, à la fois pour la tomate et la rose, et mouche blanche pour la tomate).

4.2. Méthodes de protection des cultures

4.2.1. Panorama des différentes méthodes de contrôle

Même si les données statistiques font, malheureusement, défaut pour décrire précisément dans quels systèmes de production, pour quelles productions végétales, et pour quels bio-agresseurs, les pesticides sont actuellement utilisés en France, la lutte chimique constitue actuellement la pratique dominante. Cette situation est dangereuse pour différentes raisons. La plus immédiate est qu'un équilibre entre les méthodes de contrôle disponibles devrait être recherché, ne serait-ce que pour permettre à chacune des options envisageables d'être développée ou déployée. Nous aborderons plus loin les difficultés qui surgissent aujourd'hui pour la mise en œuvre de méthodes non chimiques, l'une d'entre elles étant précisément la dominance des méthodes chimiques.

Afin de limiter les nuisances associées à l'utilisation systématique ou à l'abus d'usages de pesticides, deux orientations immédiates sont aujourd'hui envisagées : (1) proposer des produits phytosanitaires à plus faible impact (sur la santé humaine et animale, sur l'environnement), et/ou (2) réduire l'utilisation de ces produits. Le premier point est abordé dans un autre chapitre de l'expertise collective. Habituellement, on considère que la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires peut être obtenue soit (i) en raisonnant l'application de ces produits sur la base de seuils économiques de nuisibilité, et/ou (ii) en appliquant une combinaison de méthodes de lutte à effets partiels, qualifiées d'"alternatives", en complément (protection intégrée) ou en remplacement des méthodes chimiques habituelles.

Alors que parmi les raisons évoquées pour expliquer la forte dépendance de la production agricole aux produits phytosanitaires figure en bonne place l'absence de solutions alternatives non chimiques (Jansma, *et al*, 1993), nous tenterons de montrer que des méthodes de lutte alternatives à l'utilisation des pesticides sont possibles. Après avoir rappelé les méthodes disponibles pour le raisonnement des applications de pesticides, nous présenterons les méthodes alternatives selon quatre grandes catégories : la lutte par amélioration génétique, la lutte biologique, la lutte physique et la lutte par les pratiques culturales (figure 4.2-1).

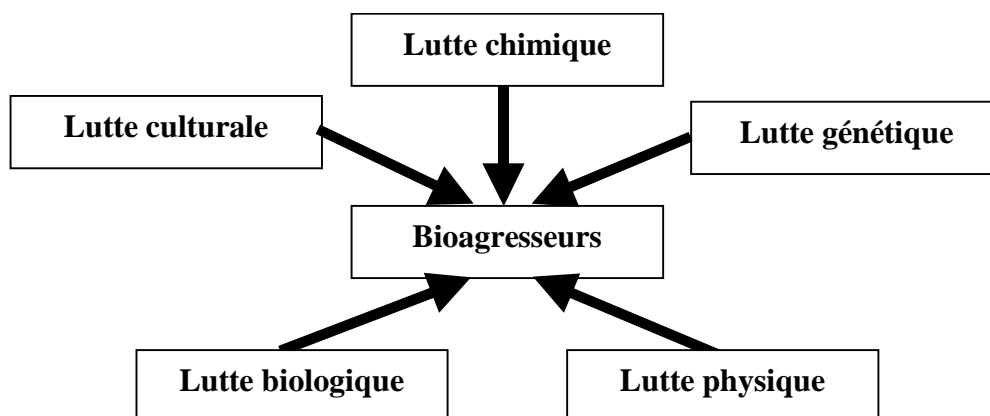


Figure 4.2-1. Les différentes méthodes de lutte contre les bio-agresseurs en production végétale.

Pour chacune de ces méthodes, nous rappellerons les principes de base, et nous présenterons leur efficacité et les obstacles à leur mise en œuvre à l'aide de différents exemples, notamment en grande culture (maladies, mauvaises herbes, et ravageurs principalement). Nous aborderons ensuite le concept de protection intégrée, le développement de son application en grande culture, depuis les années 50. Le tableau 4.2-1 présente une comparaison très synthétique de ces méthodes de lutte.

	Méthode de lutte				
	Chimique	Génétique	Biologique	Physique	Culturale
Début de l'usage généralisé en agriculture	XX ^e siècle	XX ^e siècle	XX ^e siècle	Avec l'agriculture	Avec l'agriculture
Homologation	Requise	Requise	Quelques cas	Non	Non
Nuisances / environnement	Elevées	Faibles (à élevées ? OGM)	Moyennes	Faibles	Faibles
Sciences en support	Chimie analytique et de synthèse, biologie, écotoxicologie	Génétique, amélioration des plantes, biologie moléculaire	Biologie moléculaire, biotechnologies, écologie	Ingénierie (mécanique, électrique, électronique), biologie	Agronomie, écologie, biologie
Action résiduelle (résidus)	Oui (variable)	Non	Oui si reproduction	Négligeable	Non
Possibilité d'utilisation avec une autre méthode	Oui (parfois difficile)	Oui	Oui	Oui	Oui
Méthode active ou passive	Active	Passive	Active	Active et passive	Active et passive
Application en grandes cultures	Elevée	Moyenne à élevée	Faible	Faible à modérée	Moyenne
Application pour des cultures à fortes marges à l'hectare	Elevée	Moyenne à élevée	Modérée à élevée	Modérée à élevée	Moyenne
Sécurité pour la culture	Moyenne à élevée	Elevée	Elevée	Elevée (passive), faible (active)	Elevée
Main-d'œuvre requise	Faible	Faible	Elevée	Moyenne à élevée	Moyenne à élevée
Rendement de chantier (ha/h)	Elevé	Elevé (infini en théorie)	Variable	Elevé (passive), faible (active)	Variable
Site d'action	Appareil photosynthétique, système nerveux	Systèmes d'adaptation aux stress biotiques (résistance)	Systèmes d'adaptation aux stress biotiques	Systèmes d'adaptation aux stress abiotiques (croissance, survie...)	Systèmes d'adaptation aux stress abiotiques (esquive, compétition, microclimat...)
Impact géographique	Limité à élevé (chaîne alimentaire)	Limité (mais dispersion du bio-agresseur)	Colonisation d'habitats non visés	Restreint à la zone traitée	Restreint à la zone considérée
Quantité d'énergie requise	Elevée (production)	Faible	Faible	Faible (passive), élevée (active)	Faible à élevée
Matériel requis	Pulvérisateur terrestre ou aérien	Aucun	Peu ou pas	Machines nombreuses et variées, peu d'utilisations multiples de la même machine	Peu ou pas (non spécifique)
Marché actuel (2000)	27 G€	Non quantifié	Ca. 1.5% du marché des pesticides chimiques	Négligeable	Négligeable (conseil plutôt que produit)
Références scientifiques	Très abondantes	Très abondantes	Abondantes	Peu abondantes	Assez abondantes, mais souvent qualitatives

Tableau 4.2-1. Principales caractéristiques des différentes méthodes de lutte (adapté de Panneton et al, 2000b).

4.2.2. Raisonnement de la lutte chimique

Raisonnement l'emploi des pesticides, c'est-à-dire, *fonder leur utilisation sur la nécessité objectivement mesurée d'en employer dans un contexte précis* diverge de la pratique, encore trop courante, d'une utilisation routinière et systématique (logique d'assurance). Le résultat du raisonnement est une *décision de type tactique*, prise après la mise en place du peuplement végétal, et assujettie à d'autres décisions amont (stratégiques court- et long-terme). C'est une première étape pour réduire l'usage de pesticides, soit en diminuant la fréquence d'application et/ou en diminuant les quantités épandues. Les options incluent : (1) une réduction de la fréquence des traitements, (2) une réduction des doses appliquées, (3) le choix de matières actives dont l'impact environnemental est moindre, et (4) le choix des périodes d'application tenant compte des risques environnementaux. Les points (1), (2) et (4) de cette liste sont abordés ci-dessous ; le point (3) est spécialement abordé dans un autre chapitre de l'expertise (Chapitre 3).

4.2.2.1. Réduction de la fréquence de traitement

Cette réduction peut être obtenue par l'utilisation de méthodes d'évaluation du risque :

- à l'échelle micro-régionale (avertissements de la Protection des Végétaux basés sur des modèles épidémiologiques ou des piégeages : insectes, spores pour les maladies fongiques de l'appareil aérien) ;
- à l'échelle de la parcelle (kits diagnostic pour maladies du pied, tableaux de bord basés sur les risques connus, par exemple profil de flore dominant, observation directe – notations globales, comptages, pièges ou utilisation d'images aériennes parfois combinés à des règles de décision sur la base de seuils de nuisibilité économique).

Il est important de noter que la notion de risque envisagée dans ces méthodes est, de manière dominante, le risque d'épidémie (*P*), et très rarement le risque en termes de pertes de récolte (*R*). Dans l'essentiel des cas, les méthodes employées ne considèrent ni le niveau de rendement accessible, ni l'existence éventuelle d'autres bio-agresseurs, qui sont de nature à faire varier les seuils d'intervention, d'où une protection chimique éventuellement inadéquate, abusive, ou insuffisante.

4.2.2.2. Réduction des doses d'application par unité de surface cultivée

Cette réduction des doses élémentaires, qui concerne principalement les adventices et les maladies foliaires, consiste à adapter l'intensité du traitement à la nature, à l'état (stade, abondance) et à la distribution spatiale des bio-agresseurs qui sont visés. L'on évoque souvent le risque de sélection d'individus résistants par ce type de pratique dont l'objectif initial est la réduction de la quantité de matière active par ha. Cette réduction peut également être obtenue par un traitement de précision (foyers de maladies, taches de mauvaises herbes) qu'il s'agisse d'une détection automatique (capteurs embarqués) ou d'un ajustement par l'utilisateur lors de l'application.

4.2.2.3. Choix des périodes et des conditions d'application des pesticides

Il s'agit du champ traditionnel du raisonnement. La recherche d'une efficacité maximale des applications pesticides (date optimale, utilisation d'adjuvants, mélange de matières actives, prise en compte de la pluviométrie, de la température et de l'hygrométrie pour l'application, matériels de pulvérisation mieux réglés et plus fiables) contribue à limiter l'application excessive de matières actives (Caseley, 1990). La qualité du traitement dépend ainsi de l'organisation du travail et de la possibilité d'intervenir le moment voulu dans les meilleures conditions.

4.2.3. Les résistances obtenues par la sélection variétale

L'amélioration variétale a notamment pour objectif une résistance accrue aux bio-agresseurs. C'est, et de très loin, cet instrument qui, à l'échelle globale, a été à la fois le mieux adopté par les agriculteurs, le plus efficace à grande échelle, tout en étant dénué des impacts négatifs sur la santé humaine et sur l'environnement qui sont attachés à l'usage de pesticides. En France, la sélection de variétés résistantes aux maladies a été à l'origine d'un progrès important tant pour le blé (Trottet et Doussinault, 2002) que pour le tournesol (Vear *et al.*, 2003).

Pour reprendre les termes évoqués au début de ce chapitre, l'amélioration variétale peut cibler deux grands types d'objectifs :

- une résistance génétique accrue vis-à-vis du bio-agresseur, qui contribue à empêcher, à ralentir, ou à rendre moins efficace son cycle de reproduction ; différents types de résistance, mono-, oligo-, ou polygénique peuvent y être associés ; cette résistance annule ou réduit la vitesse de reproduction du bio-agresseur ;

- des caractéristiques morphologiques qui rendent la plante-hôte dans son peuplement moins vulnérable aux dégâts occasionnés par un niveau de population de bio-agresseurs donné ; les variétés obtenues sont sensibles au bio-agresseur considéré ; mais celles dont les performances sont supérieures à celles d'une référence présentant un niveau de dégât égal sont qualifiées de tolérantes.

Alors qu'énormément de travaux se sont attachés au premier de ces deux objectifs, relativement peu ont concerné le second.

Récemment, des variétés transgéniques (OGM) ont été mises au point en grande culture, qu'elles soient résistantes à un herbicide non sélectif ou nocives pour un ravageur. D'autres voies que la transgénèse, mieux acceptées, ont conduit à des résultats semblables (ex. variétés de tournesol résistantes à l'imidazolinone, herbicide utilisé pour contrôler l'orobanche).

Une autre voie consiste à associer des variétés différant par leur sensibilité à un pathogène (et leurs gènes de résistance).

4.2.4. Lutte biologique

Le terme "lutte biologique" recouvre différents concepts selon les disciplines impliquées dans la protection des cultures (Nordlund, 1996). Afin de préciser notre point de vue, nous suivrons Ferron (2000) et retiendrons la définition officielle donnée par l'Organisation Internationale de Lutte Biologique et intégrée contre les animaux et les plantes nuisibles. La lutte biologique consiste à utiliser des organismes vivants pour prévenir ou réduire les dégâts causés par des ravageurs (OILB-SROP, 1973). Nous adopterons cette acception en substituant toutefois le terme "bio-agresseurs" au terme "ravageurs" de manière à élargir la portée de la définition à l'ensemble des ennemis des cultures. L'agent de lutte (ou auxiliaire) peut être un parasitoïde, un prédateur, un agent pathogène (champignon, bactérie, virus, ou protozoaire), ou un concurrent du bio-agresseur visé.

On distingue classiquement trois types de lutte biologique :

- a) La lutte biologique classique, ou lutte par introduction-acclimatation, consiste à introduire une nouvelle espèce dans un environnement afin de contrôler les populations d'un ennemi des cultures ;

- b) La lutte biologique augmentative consiste à augmenter la taille des populations d'ennemis naturels, soit par des lâchers massifs (lutte inondative) ou par lâchers en petite quantité, l'auxiliaire devant s'établir, se multiplier et coloniser une zone donnée (lutte inoculative) ;

- c) La manipulation environnementale permet de favoriser les effets bénéfiques des espèces indigènes d'ennemis naturels (d'après Ferron, 2000 et Boivin, 2001).

Selon la définition que nous avons retenue, la lutte autocide, ayant pour principe l'introduction d'un grand nombre de mâles stériles dans une population naturelle (Jourdeuil *et al.*, 1991) est également une composante de la lutte biologique. En revanche, l'utilisation de produits chimiques extraits de plantes (tels des insecticides d'origine végétale) ou de micro-organismes (tels les formulations de *Bacillus thuringiensis* ne contenant que l'exotoxine du Bt et non plus des bactéries vivantes) ne peut être qualifiée de méthode de lutte biologique au sens strict (Ferron, 2000 ; Boivin, 2001) : il s'agit de bio-pesticides.

Le développement d'une méthode de lutte biologique contre un ravageur nécessite quatre étapes : 1) étudier la biologie du ravageur ; 2) étudier la biologie des ennemis naturels du ravageur ; 3) mettre au point une production répondant au besoin des expérimentations tant au laboratoire qu'en conditions naturelles ; 4) valider les expérimentations en laboratoire par des tests en plein champ (Brunel et Fournet, 2002).

4.2.5. Les méthodes de lutte physique

Les méthodes de lutte physique incluent toutes les techniques dont le mode d'action primaire ne fait intervenir aucun processus biologique ou biochimique (Panneton *et al.*, 2000). On peut schématiquement répartir ces techniques en quatre grandes catégories : la lutte thermique, la lutte électromagnétique, la lutte mécanique, et la lutte pneumatique.

4.2.5.1. La lutte thermique

Elle consiste à causer des blessures internes aux ennemis des cultures visés (mauvaises herbes, ravageurs, pathogènes) par échauffement létal ou par diminution de la température en dessous du point de congélation (Laguë *et al.*, 2000). Ce mode de lutte nécessite une bonne connaissance des seuils de sensibilité thermique des bio-agresseurs, mais également de la culture à protéger si l'opération est effectuée pendant la culture. Plusieurs méthodes sélectives ont été expérimentées avec succès : charançon de la luzerne, pyro-désherbage en post-levée dans le maïs et la pomme de terre (respectivement Blickenstaff *et al.*, 1967 ; Lien *et al.*, 1967 ; Hansen *et al.*, 1968 ; cités par Laguë *et al.*, 2000). En Europe (Daar, 1987) et aux Etats-Unis (Kepner *et al.*, 1978), après la seconde guerre mondiale, l'apparition des pesticides dans l'agriculture a entraîné le déclin des méthodes thermiques de lutte. Le désherbage thermique (eau chaude, flamme, infrarouge) des cultures en rangs a fait l'objet de nombreux travaux méthodologiques dans le cadre de l'agriculture biologique (travaux de J. Ascard en Suède).

4.2.5.2. La lutte électromagnétique

Elle repose sur l'interaction entre un rayonnement électromagnétique, ou un courant, et la matière constituant l'ennemi des cultures visé (insectes, mauvaises herbes, pathogènes). Cette méthode ne cause pas de dommage aux cultures hôtes et ne laisse pas de résidus, mais reste peu développée pour des raisons de coût (Lewandowski, 2000).

4.2.5.3. La lutte mécanique

Elle concerne essentiellement la maîtrise des plantes adventices et des insectes. Dans le premier cas, différentes modalités de lutte mécanique sont possibles : travail du sol, fauche, utilisation de paillis, désherbage manuel et inondation. On a estimé que 50 à 70% des producteurs agricoles de la planète désherbaient manuellement (Hill, 1982 ; Wicks *et al.*, 1995, cités par Cloutier et Leblanc, 2000). En France, la lutte mécanique contre les adventices par le travail du sol est la méthode de lutte physique la plus utilisée en grandes cultures.

Pour la maîtrise des insectes, l'utilisation de barrières physiques se révèle une méthode intéressante. Cette technique consiste à rendre plus difficile l'arrivée de ravageurs dans une zone de production en l'entourant ou en obstruant le passage. Cette technique est plus efficace en culture sous serre qu'en grandes cultures, mais des exemples positifs d'utilisation de barrières physiques contre les insectes nuisibles existent. Par exemple, une enceinte en acier a été utilisée pour protéger le blé et la luzerne de la sauterelle mormone (*Anabrus simplex* Haldeman), ravageur important dans le nord-ouest des Etats-Unis (Metcalf et Metcalf, 1993 ; cité par Boiteau et Vernon, 2000). Un ados sur lequel on répand régulièrement du créosote permet de contenir la punaise des céréales (*Blissus leucopterus leucopterus* Say) qui attaque les graminées, le blé et le maïs aux Etats-Unis. Une pellicule de plastique s'est

révélée plus efficace pour lutter contre les insectes de la pomme de terre que l'application d'insecticides (Paparatti, 1993, cité par Boiteau et Vernon, 2000). De même, les barrières anti-doryphores se révèlent efficaces pour protéger les champs de pomme de terre (Boiteau et Vernon, 2000). Les pucerons et d'autres insectes, vecteurs de nombreuses viroses peuvent également être contrôlés par des paillis, filets, feuilles de plastique jaune (Bégin *et al.*, 2000). Les brise-vent des exploitations agricoles, généralement des haies ou des rangées d'arbres modifient la circulation de l'air et influencent donc fortement la dispersion des insectes dans un paysage (Boiteau et Vernon, 2000).

4.2.5.4. La lutte pneumatique

Elle consiste à utiliser l'air en mouvement (soufflerie et/ou aspiration) pour éliminer les insectes ravageurs (Khelifi *et al.*, 2000). Cette technique dépend fortement de l'insecte visé et de la culture à protéger. Elle s'est révélée efficace dans certains cas (mouches blanches, *Aleurodidæ* ; punaise terne (*Lygus lineolaris*) ou a donné des résultats mitigés : doryphore de la pomme de terre ; *Leptinotarsa decemlineata* Say ; Khelifi *et al.*, 2000). C'est surtout sur le continent nord-américain que cette approche a été la plus étudiée, en France son utilisation est marginale en grandes cultures. Les inconvénients de ce système de lutte sont le compactage du sol, la destruction des auxiliaires, et les dommages mécaniques causés aux cultures (Moore, 1990 ; cité par Khelifi *et al.*, 2000).

4.2.6. Les méthodes associées au système de culture : le contrôle cultural

Il s'agit de la méthode de lutte la plus ancienne utilisée par l'homme (Zadoks, 1993a), avec la lutte physique. Puisque chaque élément du système de culture est susceptible d'interagir sur l'état sanitaire des cultures (Zadoks, 1993a), il apparaît naturel de chercher à utiliser ces effets comme leviers pour contrôler les ennemis des cultures. La lutte culturale peut être définie comme une adaptation du système de culture (au sens de Sebillotte, 1990) pour limiter le développement des ennemis des cultures (Bajwa et Kogan, 2004), de manière préventive ou curative. Implicitement, cette définition implique que les éléments du système de culture concernés par la lutte culturale ne portent ni sur la lutte chimique, biologique, génétique ou physique (en particulier le désherbage mécanique). Cette méthode de lutte fait appel à des modifications de la succession des cultures, à l'implantation de couverts intermédiaires, ou de cultures associées, à des modifications des dates et des densités de semis, des dates de récolte, de la fertilisation (N, P, K) et des amendements (chaulage), de l'irrigation ou du drainage (Zadoks, 1993a ; Flint et Gouveia, 2001 ; Delos *et al.*, 2002). Le Tableau 4.2-2 récapitule les principaux éléments de lutte culturale pouvant être utilisés pour contrôler les bio-agresseurs.

Les avancées en matière de protection des cultures à l'aide d'applications de produits phytosanitaires, en France, ont réduit la lisibilité et l'efficacité des méthodes prophylactiques en protection des cultures. Les effets du système de culture, hors éléments de lutte génétique, biologique, chimique, ou physique, se trouvent en effet masqués si les pratiques incluent l'application régulière de produits phytosanitaires, contrôlant totalement une ou plusieurs populations d'ennemis des cultures. La remise en cause de l'usage intensif des pesticides en agriculture a récemment entraîné un regain d'intérêt pour l'analyse de ces effets sur les bio-agresseurs.

En ce qui concerne les champignons pathogènes, la lutte culturale passe par une réduction de l'inoculum primaire, par une limitation des contaminations, des dégâts et des dommages. L'inoculum présent sur la parcelle (souvent conservé sur les résidus de récolte) est un facteur important pour l'apparition des maladies telluriques. Dans ce cas, l'histoire culturale de la parcelle (fréquence des cultures-hôtes, mode de gestion des résidus de récolte, travail du sol...) devra être considérée pour évaluer le risque d'apparition des symptômes (Colbach *et al.*, 1994). Dans le cas des maladies à dissémination aérienne, les flux d'inoculum sont plus difficiles à maîtriser sans mettre en oeuvre une organisation micro-régionale des systèmes de culture. Par contre, à l'échelle de la parcelle, il subsiste 2 stratégies de protection à effet partiel, directement liées à la conduite de culture : (i) l'esquive par le

décalage des cycles culturaux (stades sensibles) et des périodes de dispersion des spores ; (ii) le rationnement végétatif, qui consiste à diminuer la réceptivité du couvert par un microclimat peu favorable, par exemple en réduisant la densité de peuplement ou en modérant la fertilisation (azotée) et/ou l'irrigation. Dans certains cas, il peut s'agir des seules méthodes efficaces contre les pathogènes (contournement de résistance, absence de variétés résistantes). On pourra se référer à plusieurs documents de synthèse pour une description plus complète des différentes composantes de la lutte culturale et de leurs effets sur le contrôle (direct ou indirect) des maladies : Palti, 1981 ; Herzog et Funderburk, 1986 ; Speight *et al.*, 1999 ; Landis *et al.*, 2000 ; Norris *et al.*, 2003 ; cités par Bajwa et Kogan, 2004 ; Flint et Gouveia, 2001 ; Meynard *et al.*, 2003 ; Delos *et al.*, 2004).

Éléments de lutte culturale	Insectes	Mauvaises herbes	Maladies	Nématodes
Succession des cultures	X	X	X	X
Adaptation de la nutrition de la culture	X	X	X	X
Propreté des équipements agricoles	X	X	X	X
Adaptation de l'irrigation	X	X	X	X
Adaptation du travail du sol	X	X	X	X
Gestion des résidus de cultures	X	X	X	X
Choix des dates de semis et de récolte	X	X	X	X
Adaptation de la densité de semis et de l'écartement entre rangs	X	X	X	
Cultures pièges	X			
Manipulation de l'habitat pour favoriser les auxiliaires (haies, cultures de couverture, cultures associées, paillis...)	X	X	X	
Destruction des hôtes alternatifs et des repousses	X		X	X

Tableau 4.2-2. Différentes méthodes de lutte culturale contre quatre grands types d'ennemis des cultures (adapté de Bajwa et Kogan, 2004).

Système de culture	Effet attendu sur la flore		Exemples
	Réduction du nombre de plantes (levée/survie)	Augmentation de la compétitivité de la culture (baisse de la production semencière)	
Succession de cultures	X		Alternance de cultures d'hiver et de printemps-été
Travail du sol (primaire)	X		Profondeur de labour alternance labour - travail superficiel
Préparation du lit de semences	X		Faux semis
Désherbage mécanique	X		Post-levée (buttage, sarclage, binage...)
Culture intercalaire	X		Couverture d'automne-hiver (engrais vert, CIPAN)
Couvert permanent	X	X	Culture associée, mulch vivant permanent
Désherbage thermique	X		Pré-levée ou post-levée (localisé)
Mulching/Solarisation	X		Films plastiques noirs ou transparents
Cultivar		X	cultivars à forte vigueur initiale
Semis - repiquage - densité de semis - écartement entre rangs - date	X X	X X X	Forte densité Ecartement réduit Semis précoce ou tardif
Fertilisation	X	X	Forme et placement de l'engrais, Dose élevée ou non
Irrigation	X	X	Micro-irrigation ou non, Dose élevée ou non, Fréquence et date d'application

Tableau 4.2-3. Éléments du système de culture permettant de contribuer au contrôle des mauvaises herbes.

La lutte culturale contre les adventices (Debaeke, 1997 ; Bond et Grundy, 2001 ; Barberi, 2002) consiste à limiter la constitution du stock semencier en contrôlant le retour au stock des semences (date de récolte, travail du sol) et la distribution verticale de ces semences (travail du sol). La réduction de la production semencière passe par une limitation des levées (travail du sol) et par l'augmentation de la compétitivité de la culture au détriment des adventices (densité de peuplement, fertilisation) (tableau 4.2-3). Le choix de la succession de cultures, de l'alternance ou non des profondeurs de travail du sol, enfin de la date de semis permettent de créer les conditions d'une esquivé, c'est-à-dire de limiter l'apparition des espèces les plus adaptées à un cycle cultural donné.

4.2.7. Les biotechnologies et le génie génétique

4.2.7.1. Remarques générales

Si l'on s'en tient à une vision restreinte consistant à seulement inventorier les actions qui sont directement destinées à contrôler les populations de bio-agresseurs, l'essentiel de la protection des cultures en France apparaîtrait fondée sur l'usage de pesticides. Une façon immédiate de réduire ce recours aux pesticides est d'utiliser d'autres manières également directes de contrôler et de réduire les populations de bio-agresseurs. Parmi celles-ci figurent l'insertion, dans le génome des plantes cultivées, de gènes hétérologues leur conférant une résistance complète à l'égard des bio-agresseurs. C'est un argument fort, et objectif en soi si l'on s'en tient à cette vision étroite, en faveur du déploiement de plantes cultivées transgéniques : si l'on utilise des variétés possédant des résistances complètes, transgéniques, contre différents bio-agresseurs, il n'est alors plus nécessaire d'employer des pesticides contre ces bio-agresseurs (Mohan Babu *et al.*, 2003).

Les méthodes mises en œuvre par le génie génétique diffèrent sur trois points essentiels de celles utilisées en amélioration variétale. Ces différences de méthode influencent le produit de la recherche, et son objectif final. Ces différences peuvent être énumérées ainsi :

- 1- les gènes de résistance introduits ne proviennent pas du pool génétique de l'espèce cultivée considérée ;
- 2- la méthode privilégiée est d'emblée censée conférer une résistance complète vis-à-vis d'un bio-agresseur (ou d'un groupe de bio-agresseurs) donnés ;
- 3- le produit de la transformation génétique réussie, c'est-à-dire, une variété totalement résistante à un bio-agresseur donné, ne porte dans son matériel génétique que le ou les gènes permettant l'expression de la résistance considérée.

D'autres objectifs sont également associés au déploiement de cultures transgéniques, dont l'utilisation plus efficace, ou plus simple, de pesticides ; c'est le cas des résistances aux herbicides. Il convient de noter qu'il s'agit là d'un objectif de court terme (voir ci-dessous).

Nous donnons ci-dessous des éléments de réflexion, émanant du CABI (Commonwealth Agricultural Bureau International), de l'APS (American Phytopathological Society), et du Centre Recherche de la Commission Européenne.

Plusieurs éléments factuels paraissent importants à souligner sur ce thème :

1- Les surfaces cultivées avec des plantes transgéniques se sont fortement développées dans le monde, et se développent encore (figures 4.2-2, 4.2-3, 4.2-4). Ces plantes transgéniques ne sont pas toutes porteuses de transformations concernant la protection des plantes. Cette expansion est néanmoins en soi la preuve matérielle que ces technologies sont susceptibles de délivrer des résultats utilisables par l'agriculture.

2- Certaines de ces innovations biotechnologiques ont accru significativement la compétitivité de productions agricoles sur le marché international, notamment dans les économies émergentes, malgré les oppositions qu'elles ont rencontrées et qu'elles rencontrent encore.

3- L'avis de la Société Américaine de Phytopathologie reflète à la fois la prudence que doit susciter toute innovation scientifique, et la nécessité pour la science de ne pas ignorer un front de progrès des connaissances.

4- Les résultats obtenus dans ce domaine sont de deux types, très différents ; les uns concernent un emploi indirect des gènes transférés ou manipulés, par exemple lorsqu'ils permettent l'emploi d'un herbicide sur un transgène résistant, et les autres concernent des une expression directe de ces gènes à l'encontre de certains bio-agresseurs. Dans ce second cas, l'approche équivaut, en termes de biologie des populations, au déploiement de gènes de résistance complets sur de grandes surfaces, avec les risques que l'on connaît.

5- Des recherches récentes portent sur la transmission à des plantes cultivées de résistances à l'encontre de pathogènes vis-à-vis desquels il n'existe pas de sources de résistance naturelles (cas de *Rhizoctonia solani* sur riz). Dans ce cas, les gènes transférés sont de telle nature qu'ils ne sont pas susceptibles d'être contournés (gènes de chitinases, par exemple).

6- Hormis les questions d'ordre éthique, politiques et culturelles, il existe des difficultés quant au développement des biotechnologies et quant à l'utilisation du génie génétique. Ces difficultés ont pour origine (i) les méthodes actuellement disponibles, (ii) la nature des acteurs (institutions publiques nationales, privées, ou publiques internationales) des recherches en biotechnologie végétale, et (iii) les contextes économiques où ces innovations peuvent être déployées, ou non. En particulier :

- les progrès ont jusqu'ici principalement concerné des agricultures commerciales, à grande échelle ; à l'inverse, les productions de petite échelle, ou n'entrant pas dans des circuits commerciaux significatifs, ont été laissés à l'écart ;
- la durabilité des méthodes de protection suscite des interrogations ; à bien des égards, cet aspect a été sous-évalué ; la notion de durabilité dépend cependant des types de résistances envisagées (voir les remarques ci-dessus). L'émergence rapide de résistances d'insectes aux toxines de *B. thurengiensis*, par exemple, produites par des transgènes illustre cette préoccupation (Raman *et altman*, 1994 ; Laxminarayan et Simpson, 2002) ;
- l'emploi de certaines biotechnologies est susceptible de fragiliser (ressources génétiques) ou de marginaliser (dépendance technologique et/ou économique) les agricultures fragiles, notamment dans les pays du Sud, mais aussi les agricultures non conventionnelles du Nord ;
- une autre préoccupation concerne le développement de résistances à certains herbicides chez des variétés de plantes cultivées alimentaires et majeures. Le déploiement de telles variétés peuvent accroître la dépendance des agriculteurs vis-à-vis des herbicides.

Le Centre de Recherche de la Commission Européenne, dans un rapport récent (Lheureux *et al.* 2003) souligne un certain nombre de points:

- trois groupes d'innovations sont envisagés par la recherche-développement en Europe, selon les horizons de résultats : à échéance de 2007, à échéance de 2011, à échéance dépassant 2011 ; ces trois groupes correspondent à des objectifs progressivement diversifiés;
- dans le premier groupe (horizon de 5 ans) figurent des objectifs destinés à réduire les besoins en intrants pesticides sur des cultures sensibles ou vulnérables : résistances aux herbicides (maïs, colza, betterave à sucre, betterave fourragère, coton, chicorée), résistances aux insectes (maïs, coton, pomme de terre), et combinaisons de ces deux types de traits (maïs et coton) ;
- dans le second groupe (horizon de 5-10 ans) figurent des objectifs destinés à réduire, voire faire disparaître, l'usage de pesticides en agriculture pour certaines production : résistances à des pathogènes fongiques (blé, colza, tournesol, fruitiers) ; résistances à des virus (betterave à sucre, pomme de terre, tomate, melon, fruitiers) ; ainsi que d'autres résistances à des herbicides (blé, orge, riz) ;
- dans le troisième groupe (horizon dépassant 10 ans) figurent des objectifs beaucoup plus divers, qui ne concernent plus la protection des cultures ;
- ce rapport mentionne que, de 1998 à 2003, le nombre d'essais de cultures génétiquement modifiées a chuté de 76% ;
- également, ce rapport indique que le ralentissement de la recherche-développement dans ce domaine ne peut pas ne pas avoir d'effets sur l'innovation : de fait, l'enquête menée dans le cadre de ce rapport fait mention de très peu de nouvelles applications innovantes faisant l'objet de recherches dans ce domaine en Europe.

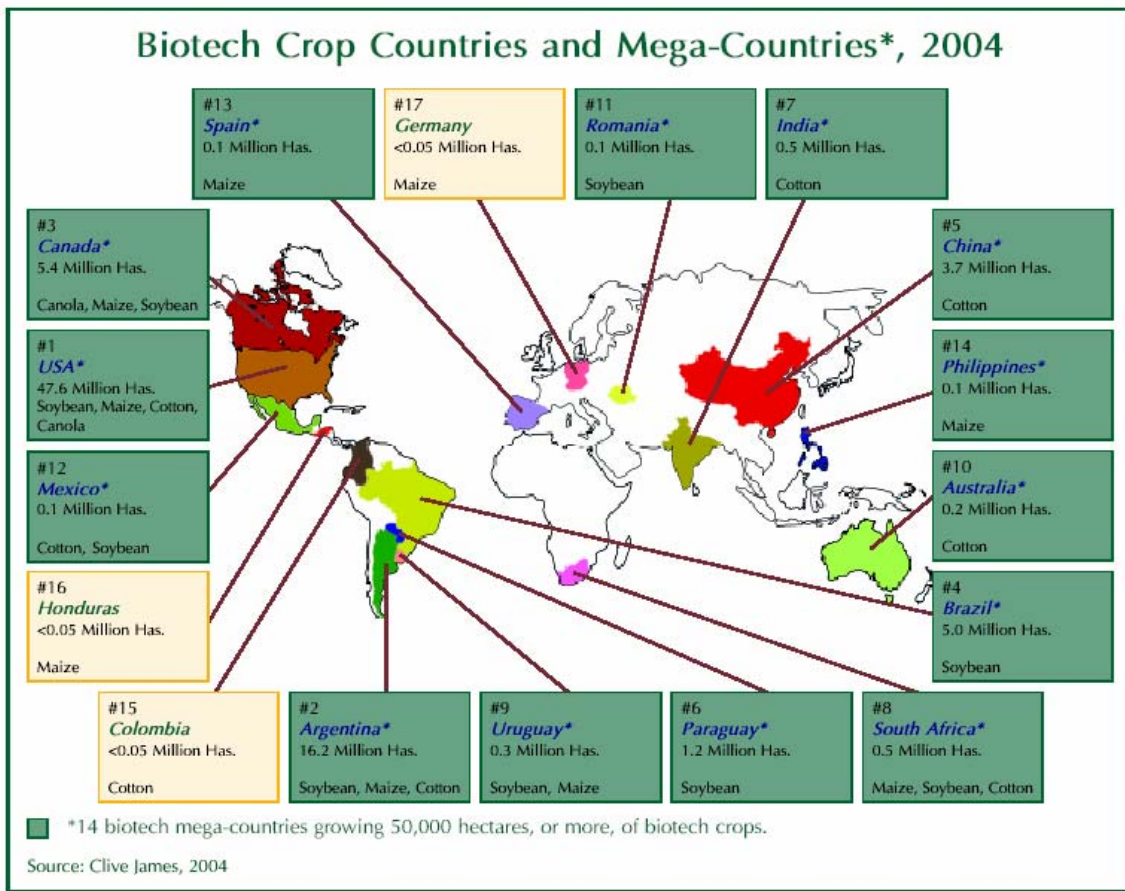
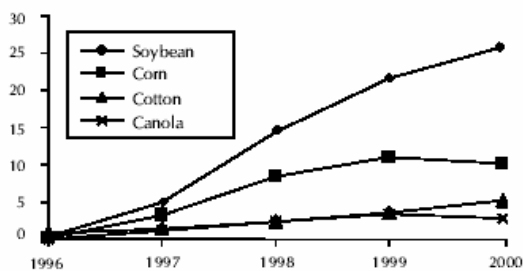


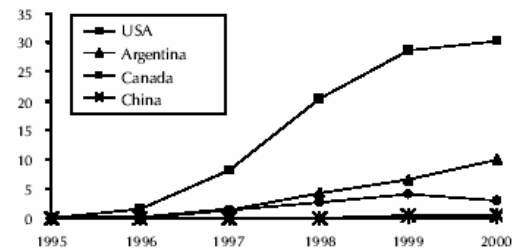
Figure 4.2-2. Répartition mondiale des cultures d'OGM (source : International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications ; <http://www.isaaa.org/>).

Figure 4. Global Area of Transgenic Crops, 1996 to 2000: by Crop (million hectares)



Source: Clive James, 2000.

Figure 3. Global Area of Transgenic Crops, 1996 to 2000: by Country (million hectares)



Source: Clive James, 2000.

Figure 4.2-3. Evolution des surfaces cultivées en OGM dans le monde de 1996 à 2000 par culture (source : International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications ; <http://www.isaaa.org/>).

Figure 4.2-4. Evolution des surfaces cultivées en OGM dans le monde de 1996 à 2000 par pays (source : International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications ; <http://www.isaaa.org/>).

4.2.7.2. Biotechnologies et protection des plantes

Source : Crop Protection Compendium, 2002 Edition, CABInternational, Wallingford, Oxon OX10 8DE, UK ; www.cabicompendium.org/cpc)

Un champ entier de recherches s'est ouvert avec le développement des technologies moléculaires. Initialement, les biotechnologies étaient étroitement définies comme étant 'l'utilisation intégrée de la biologie moléculaire, de la génétique moléculaire, de la microbiologie (biologie cellulaire) et des technologies de processus, avec l'objectif de parvenir à des applications pratiques matérialisées par des micro-organismes, des cultures de cellules, ou des fragments d'organismes ou de cellules'. Cette définition se focalisait sur les applications industrielles, telles que les processus de fermentation des fromages, la production d'antibiotiques par des champignons, et le traitement des eaux usagées par des bactéries.

Aujourd'hui, une définition plus large est adoptée, qui recouvre les applications de la biologie moléculaire pour l'agriculture, l'environnement, et pour la santé. Cette acceptation plus large met l'accent sur l'amélioration des caractéristiques génétiques des cellules (végétales, animales, bactériennes ou fongiques) en exploitant un ensemble de technologies moléculaires pour élaborer des méthodes améliorées et des organismes modifiés.

La recherche en biotechnologie est très fréquemment considérée par ses acteurs comme un composant de la recherche pour la protection intégrée des cultures, avec pour but l'élaboration de nouvelles méthodes de contrôle. Des plantes transgéniques résistantes à des herbicides, à des insectes, et à des virus ont ainsi été produites. Certains transgènes sont aujourd'hui disponibles pour des croisements avec des variétés cultivées existantes.

Sont listées ci-dessous quelques applications pratiques envisagées, envisageables, ou utilisées, des biotechnologies en protection des plantes.

- des anticorps monoclonaux sont utilisés pour des tests sur semences, des matériels végétaux de plantation, des greffons et des porte-greffe, pour détecter des virus et des bactéries ;
- la régénération *in vitro* exploite le potentiel qu'a chaque cellule végétale de régénérer un individu entier. Les tissus méristématiques indemnes de virus sont utilisés en cultures *in vitro* pour produire des vitroplants sains. Cette technique est également utilisée pour produire des plantes transgéniques ;
- une plante résistance aux herbicides est une plante dans laquelle la résistance a été incorporée par transfert de gène grâce à une bactérie qui a acquis cette résistance. Habituellement, c'est *Agrobacterium tumefaciens* qui est utilisé pour ces transferts ;
- des plantes résistantes aux virus peuvent être obtenues par incorporation dans les plantes de gènes de protéines capsidaires ; six maladies virales importantes ont vu ces avancées, dont le tobamovirus de la mosaïque du tabac et le potexvirus X de la pomme de terre. Plusieurs transgènes (tabac, pomme de terre et tomate) résistants ont été obtenus ;
- des transgènes possédant une résistance aux insectes peuvent être obtenus en transférant un gène insecticide provenant de *Bacillus thuringiensis*. Les plantes transgéniques produisent une protéine toxique par ingestion par des chenilles ;
- les bactéries de la rhizosphère (*Pseudomonas* spp.) peuvent servir de vecteurs de gènes produisant des toxines permettant de protéger l'appareil racinaire contre des attaques d'insectes ;
- des manipulations génétiques sur des baculovirus pathogènes d'insectes peuvent les rendre de meilleurs agents de contrôle. Les baculovirus peuvent également être manipulés afin qu'ils produisent des protéines utilisables à fins thérapeutiques, de diagnostic, et prophylactiques.

Un ensemble de projets de recherches sont menés, qui concernent :

- l'analyse de la biologie moléculaire de gènes clés contrôlant le développement et la reproduction des insectes ;
- l'étude d'insecticides biologiques actuels afin de résoudre des problèmes concernant leur production et leur efficacité ;
- les relations gène-pour-gène mises en œuvre dans les interactions plantes-pathogènes.

4.2.7.3. Position de la Société Américaine de Phytopathologie vis-à-vis des biotechnologies

La Société Américaine de Phytopathologie a donné une opinion écrite, approuvée par son comité de direction :

The American Phytopathological Society's (APS) governing Council approved on August 29, 2001 a statement expressing its position on biotechnology. The APS Public Policy Board recommended an initial draft of this statement to Council. The approved statement acknowledges the many benefits of using biotechnology for plant pathogen and plant research and for disease management. It also expresses support for responsible and science-based oversight and regulation of biotechnology. Further, it calls for placing consideration of risks associated with managing plant diseases through biotechnology in perspective with other disease management approaches, including social, economic, and environmental issues and concerns.

L'entièreté de ce texte est consultable à l'adresse suivante :

<http://www.apsnet.org/media/ps/APS%20Biotech%20Statement.pdf>

4.2.7.4. La mise en culture de plantes génétiquement modifiées permet-elle une réduction de l'utilisation des pesticides ?

L'utilisation de plantes génétiquement modifiées en agriculture fait donc débat. Des arguments très divers sont avancés par les tenants de l'utilisation de variétés génétiquement modifiées et leurs opposants. Dans le cadre de cette expertise, nous n'évoquerons ici que la question de l'impact que pourraient avoir ces cultures sur l'utilisation de pesticides.

Le caractère passionné du débat sur les OGM ne rend pas aisée une analyse objective de la littérature pour beaucoup constituée de rapports, parfois d'articles dans des revues scientifiques, mais avec un statut qui va du "point de vue" à l'article revu et accepté par les pairs. L'analyse ci-dessous fera appel à ces trois types d'articles, les rapports principalement utilisés étant originaires de l'"Economic Research Service" de l'United State Department of Agriculture. Les données dont nous disposons aujourd'hui concernent donc essentiellement les Etats-Unis d'Amérique, fortement engagés dans l'utilisation de plantes OGM depuis 1996.

Les cultures sur lesquelles portent ces études sont d'une part, le soja, le coton et le maïs exprimant un gène de tolérance à un herbicide total, le glyphosate, et d'autre part, le coton et le maïs exprimant le gène Bt de résistance à certains insectes (noctuelles).

En 1997, alors que 17% des surfaces de soja et 25% des surfaces de coton étaient cultivés en OGM aux USA, une enquête de l'USDA (McBride and Books, 2000) indique que l'utilisation de soja tolérant aux herbicides entraîne une réduction des coûts d'utilisation de pesticides de 10 \$ par acre⁵, correspondant à un traitement en moins, en moyenne. Ce rapport signale également que la mise en culture de plantes OGM se traduit par une plus grande proportion de traitements en post-émergence et un abandon de certaines pratiques culturales ayant pour objectif principal la destruction mécanique des mauvaises herbes. Le bilan économique de ces cultures reste équivalent dans les deux systèmes, le coût plus élevé des semences transgéniques compensant les gains liés au moindre coût des pesticides et autres pratiques. En ce qui concerne le coton tolérant au glyphosate, les mêmes tendances sont observées avec une augmentation du travail simplifié du sol et une équivalence des performances économiques à l'exception d'une région (Delta Region) où le rendement est inférieur pour les cultures génétiquement modifiées, comparé aux cultures traditionnelles. Dans cette même région, le nombre d'applications d'herbicide était réduit de 5 à 2, alors qu'il est équivalent pour les deux systèmes de culture dans l'autre région enquêtée (Southeast Region). Les résultats concernant le coton Bt indiquent une réduction du nombre de traitement de 1,2 en moyenne si l'on considère les traitements destinés à contrôler les mêmes insectes que ceux visés par l'utilisation de plantes Bt (Southeast Region). Dans l'autre région enquêtée (Delta Region), le nombre de traitements dirigés contre les insectes visés par le gène Bt passe de 1,86 en culture traditionnelle à 0,45 en culture génétiquement modifiée (soit une

⁵ Acre = 0,405 hectares

diminution d'environ 1,4 traitement par hectare). Dans cette région, par contre davantage de traitements pesticides sont réalisés vis-à-vis d'autres insectes amenant le nombre total d'applications d'insecticides par hectare de 5,38 pour le coton Bt à 4,11 pour le coton traditionnel.

Le Service de Recherche en Economie de l'USDA publie une autre étude en 2000, basée sur les surfaces cultivées en OGM aux USA pour l'année 1999, soit 49% des surfaces des 3 principales cultures citées ci-dessus (Heimlich *et al.*, 2000). Elle reprend également des données de 1997 et 1998 et utilise des modèles économétriques pour prendre en compte des facteurs autres que l'adoption des plantes transgéniques qui pourraient affecter l'utilisation de pesticides.

Une première analyse procède de comparaisons au sein d'une même année. Alors que le nombre de traitement-hectares⁶ était réduit de 2,5% en 1997 par l'adoption d'OGM, il l'est de 4,4% en 1998, les cultures de soja y apportant la plus grosse contribution. Par contre l'analyse en quantités de matières actives appliquées ne révèle que des différences minimales entre modes de production (-0,1% en 1997 ; -0,05% en 1998 lorsque les cultures de plantes génétiquement modifiées sont adoptées).

Un autre mode de calcul consiste à comparer l'évolution de la consommation de pesticides entre deux années. Ainsi, alors qu'entre 1997 et 1998, le nombre de traitement-hectares augmente de 19,8 millions pour les cultures OGM et qu'il chute de 23,5 millions pour les autres, les auteurs de ce rapport observent une réduction de matière active utilisée entre ces deux années de $3,7 \cdot 10^6$ kg soit une réduction de 3,5% (différence entre $17,8 \cdot 10^6$ kg en plus pour les cultures OGM, $21,5 \cdot 10^6$ kg en moins pour les non OGM).

Afin de tenir compte de la spécificité des années analysées (particularité climatique, importance des bio-agresseurs...) les chiffres corrigés par l'utilisation d'un modèle succinctement décrit dans l'article, donnent, pour le maïs, le soja et le coton transgéniques une diminution de l'utilisation de pesticides de $1,14 \cdot 10^6$ kg entre 1997 et 1998, soit 1%.

D'autres données, recensées par l'USDA sont aujourd'hui disponibles pour la période 1996-2004 et devraient permettre une analyse plus rigoureuse de l'impact de la mise en culture d'OGM sur l'utilisation de pesticides. Malheureusement, la déclinaison entre cultures génétiquement modifiées et cultures traditionnelles n'est pas réalisée chaque année pour chaque culture. Ainsi pour le soja tolérant au glyphosate, seules les années 1997, 1998 et 2002 permettent une analyse entre ces deux types de culture (Bonny et Sausse, 2004). Les seules analyses que nous ayons pu identifier proviennent d'un cabinet de consultance le Northwest Science and Environmental Policy Center, dans l'Idaho, dirigé par Charles M. Benbrook. Celui-ci publie un "point de vue" dans la revue Pesticide Outlook en 2001 où reprenant les chiffres de l'USDA il conclut à une grande diversité entre situations et, en moyenne à une non réduction voire légère augmentation de l'utilisation d'herbicides suite à l'utilisation de variétés tolérantes au glyphosate. En ce qui concerne les plantes génétiquement modifiées utilisant le gène Bt, si cette technologie a peu modifié les quantités d'insecticide utilisées pour le maïs, elle a permis dans certaines régions des Etats Unis de réduire très significativement les programmes de traitements visant le complexe d'espèces sur lequel est efficace le gène Bt. En Arizona, il a ainsi été observé une réduction de la quantité d'insecticides utilisée contre les insectes visés par le gène Bt de 181 000 kg en 1995 à 907 kg en 2000, essentiellement attribuables à l'augmentation des surfaces en maïs Bt dans cet Etat (Benbrook, 2001). L'auteur signale également que les insecticides ainsi remplacés sont des insecticides particulièrement toxiques comme les organophosphorés. Une évolution similaire est observée au Mississippi. Alors qu'on enregistrait plus de 8 traitement-hectares de 1990 à 1995 dans cet Etat, avec 40% d'organophosphorés une réduction de 9,4 traitement-hectares en 1995 à 0,6 en 2000 a été observée (et une réduction de 3,1 kg d'insecticides appliqués à 0,22 kg par hectare). Dans le même temps, en Alabama où 62% des surfaces sont plantées en maïs Bt, les applications d'insecticides pour lutter contre les insectes visés par le gène Bt ont presque doublé entre 1997 et 2000 sans que ne soit évoquée une hypothèse d'explication (Benbrook, 2001). En Chine, des réductions importantes d'utilisation de pesticides sont observées, puisqu'en expérimentations de pré-productions de coton Bt, les quantités utilisées passent en moyenne de 21,2 kg / ha à 2,0 kg / ha en cas d'adoption des cultures transgéniques (données recueillies sur respectivement 224 et 123 parcelles cultivées en 2002-2003) (Huang *et al.*, 2005).

⁶ Il s'agit du produit du nombre d'hectares traités par le nombre de traitements réalisés

Dans une revue non publiée mais disponible sur le site internet du Northwest Science and Environmental Policy Center⁷, Benbrook (2004) reprend les statistiques de l'USDA et fait une analyse du résultat de 9 années de mise en culture de plantes OGM aux Etats Unis (tolérance au glyphosate et résistance Bt). Il conclut que si une légère diminution de l'utilisation de pesticides a pu être observée aux débuts de années de mise en place de ces cultures, cela n'est plus vrai depuis 1999. Il avance ainsi les chiffres suivants : *"Les maïs, soja et coton génétiquement modifiés ont entraîné une augmentation d'utilisation de pesticides de 55,5.10⁶ kg depuis 1996. Alors que les cultures "Bt" permettaient une réduction de l'utilisation d'insecticides d'environ 7,1.10⁶ kg sur cette période, les cultures tolérantes aux herbicides enregistraient une augmentation de 55,5.10⁶ kg. Les cultures "Bt" ont permis une réduction de l'utilisation d'insecticides de 5% sur coton et maïs, alors que dans le même temps les quantités d'herbicides utilisées sur maïs, coton et soja augmentaient elles aussi de 5%. Mais comme les quantités d'herbicides utilisées sur maïs, coton et soja sont largement supérieures aux quantités d'insecticides utilisés sur coton et maïs, la consommation de l'ensemble de ces pesticides a augmenté de 4,1% entre 1996 et 2004."* (Benbrook, 2004).

D'autres sites peuvent être consultés sur Internet, donnant des conclusions différentes tout en faisant référence aux mêmes données de base, comme le signalent Bonny et Sausse (2004) dans leur analyse du soja tolérant au glyphosate. Reprenant les conclusions d'une analyse antérieure de Benbrook (2003), ils en énoncent les limites, des estimations et des extrapolations étant nécessaires pour pallier le manque de précision des données disponibles. Il ressort de ces différents éléments que la question de l'intérêt des OGM pour réduire l'utilisation de pesticides nécessite une analyse au cas par cas.

Dans un rapport technique publié en 2002 et introduisant des données allant jusqu'à 2000, Fernandez-Cornero et McBride (Economic Research Service/USDA) soulignent l'importance des variables à prendre en compte en fonction des objectifs recherchés. Ils estiment ainsi que la réduction de 6,2% en traitement-hectares observée pour l'ensemble des pesticides sur coton, soja et maïs est attribuable pour 80% à la réduction du nombre de traitements herbicides sur soja. L'analyse des quantités de matières actives utilisées sur coton, maïs et soja, révèle également une diminution de 1,1 millions de kg, alors que les quantités totales de matières actives d'herbicides utilisées sur soja augmentent, 6,1.10⁶ kg de glyphosate étant utilisées en remplacement de 5,0.10⁶ kg d'autres herbicides (Fernandez-Cornero et McBride, 2002). Ce même rapport évoque également l'évolution des pratiques liées à l'utilisation de plantes génétiquement modifiées. Dans le cas d'utilisation de variétés tolérantes aux herbicides trois tendances sont observées : une utilisation accrue d'un seul type d'herbicide (le glyphosate), la simplification du travail du sol et l'abandon de pratiques culturales visant à réduire mécaniquement l'importance des mauvaises herbes, le remplacement de traitements en pré-émergence par des traitements post-émergence (Wolfenbarger et Phifer, 2000). Cette évolution de pratiques peut avoir des effets sur l'évolution des communautés de mauvaises herbes. Certains cas de résistance ou de déplacements de flore ont déjà été observés (Owen et Zelaya, 2005) et interrogent quant à la durabilité de méthodes basées sur la tolérance des plantes cultivées aux herbicides. D'autres travaux montrent qu'une destruction tardive de mauvaises herbes avec les traitements de post-émergence permise sur betteraves tolérantes au glyphosate conduit à une infestation accrue de pucerons (Dewar *et al.*, 2000). Sur colza tolérant au glyphosate, Bowan *et al.* (2005) observent une réduction des populations de dicotylédones et une augmentation des populations de monocotylédones, en comparaison avec des cultures de colza traditionnelles. Ils montrent également des diminutions significatives des populations d'abeilles et de papillons en cultures de colza tolérant au glyphosate, alors que les populations de collemboles sont plus importantes.

Plus généralement, beaucoup d'auteurs s'interrogent sur la pertinence du lien "plantes génétiquement modifiées – réduction de l'utilisation de pesticides" dans le cas de variétés "construites" pour être tolérantes à un herbicide (Bonny et Sausse, 2004). Dans le cas des plantes exprimant le gène Bt, d'autres auteurs s'interrogent sur la stratégie consistant à "mimer" le mode d'action d'un pesticide, c'est à dire privilégiant un mode d'action unique et fort pour détruire un bio-agresseur (Welsh *et al.*, 2002). Contestant ce qu'ils appellent le "paradigme du pesticide", ils appellent à une utilisation des biotechnologies centrée sur les traits qui permettent de rendre les cultures plus tolérantes face aux

⁷ http://www.biotech-info.net/Full_version_first_nine.pdf

agressions parasitaires et mieux adaptées aux agro-écosystèmes dans lesquels elles doivent s'intégrer durablement. Dans une revue plus complète analysant les risques environnementaux et les limites des politiques actuelles de régulation de l'utilisation des plantes génétiquement modifiées, Ervin *et al.* (2003) reprennent cette argumentation de la nécessité d'une prise en compte de caractères différents de ceux actuellement privilégiés par les grandes firmes de la biotechnologie, avec un choix davantage fondé sur des concepts d'écologie et de biologie évolutive.

4.2.8. Induction de résistance chez les plantes

Dans leur environnement, les plantes sont fréquemment soumises à des stress biotiques ou abiotiques. Pour y faire face, elles ont développé des mécanismes adaptatifs permettant d'orienter leur métabolisme. Dans le cas d'une interaction entre un bio-agresseur et une plante, une succession ou cascade d'événements commence avec la reconnaissance des deux partenaires, suivie de la transduction de signaux émis à l'interface et qui vont conditionner la réponse finale, à savoir la mise en place de réactions de défense. Ces réactions de défense peuvent être de plusieurs ordres : épaissement des structures pariétales renforçant leur rôle de barrière physique, stimulation de voies métaboliques secondaires permettant la synthèse de substances antimicrobiennes (comme les phytoalexines) ou de composés impliqués dans la signalisation de l'agression vers d'autres cellules, voire à l'ensemble de la plante par systémie (acide salicylique, éthylène, acide jasmonique...). Enfin, l'accumulation de protéines de défense (ou protéines PR pour "Pathogenesis Related") est associée à la réponse des plantes aux attaques des bio-agresseurs. Ces protéines inhibent certains facteurs du pouvoir pathogène des microorganismes (protéases, polygalacturonases) voire attaquent certaines de leurs structures vitales (structures pariétales et membranes plasmiques) (Klarzynski et Fritig, 2001).

Ces mécanismes ont été beaucoup étudiés pour mieux comprendre les étapes qui conduisent à la réaction incompatible entre un agent pathogène et une plante hôte résistante, (Dangl et Jones, 2001), mais ils sont également mis en place dans le cas de réactions compatibles qui se traduisent par l'expression de la maladie. Dans ce dernier cas, l'objectif appliqué est de renforcer ou stimuler la capacité, ainsi prise en défaut, de la plante à se protéger.

L'induction de résistance d'une plante consiste donc à activer des mécanismes de défense naturelle présents dans la plante mais qui sont à l'état latent. Bien que rapportés de longue date (Chester, 1933) ces phénomènes d'induction de résistance ont connu un regain d'intérêt à la suite des travaux de Kuć (1995, 2001). Ils représentent encore aujourd'hui un champ de recherche important (Hammerschmidt *et al.*, 2001).

Une des premières applications de ces recherches fut le développement d'un analogue de l'acide salicylique, l'acibenzolar-S-méthyl, commercialisé sous le nom de BION[®] en Europe et homologué vis-à-vis de l'oïdium du blé et du mildiou du tabac, d'ACTIGARD[®] aux USA pour lutter contre la rouille blanche de l'épinard, divers mildious de crucifères et une maladie bactérienne de la tomate. Ce produit n'a aucune activité antimicrobienne *in vitro* et active, chez les plantes, des réactions de défense vis-à-vis d'agents pathogènes aussi différents que l'oïdium du blé, le virus de la mosaïque du concombre (CMV), le virus Y de la pomme de terre (PVY), ou le feu bactérien sur pommier (Oostendorp *et al.*, 2001). Le produit seul doit être appliqué de façon préventive, n'ayant aucune efficacité sur des infections d'oïdium du blé déjà établies par exemple. Le niveau de protection assuré est partiel et les meilleurs résultats sont obtenus lorsque l'acibenzolar-S-méthyl est associé à un fongicide, utilisé alors à faible dose, comme c'est le cas pour BION MX[®], en France, qui est une association de mfenoxam et d'acibenzolar-S-méthyl utilisable contre le mildiou du tabac. D'autres produits sont connus pour leur propriété inductrice de réactions de défense chez les plantes, comme le probenazole utilisé depuis 1975 en riziculture au Japon pour lutter contre la pyriculariose (Watanabe, 1977). L'acide β -Amino butyrique (ou BABA) est également reconnu comme jouant un rôle dans l'activation de réactions de défense chez les plantes mais semble-t-il sans mobiliser les voies connues de l'acide salicylique, de l'acide jasmonique ou de l'éthylène (Oostendorp *et al.*, 2001). Des substances naturelles extraites d'algues marines comme la laminarine ont également la capacité d'induire des réactions de défense non spécifiques chez les plantes. Ce produit a obtenu une autorisation de mise sur le marché provisoire en France (Iodus 40[®]) pour une utilisation vis-à-vis de

diverses maladies aériennes sur blé. Il est utilisé seul, sans association avec un fongicide, pour un traitement qui doit être réalisé de façon préventive par rapport aux attaques parasitaires (Klarzynski et Fritig, 2001).

Malgré l'importance des recherches conduites sur ces phénomènes, les applications restent donc aujourd'hui limitées quant au nombre de produits mis sur le marché. De même, l'efficacité obtenue avec ces molécules est souvent partielle et doit être associée à un fongicide soit en mélange, soit en traitement complémentaire. Des progrès peuvent être espérés d'un approfondissement des connaissances sur les cascades de signaux et les molécules impliquées ou sur une meilleure identification des éliciteurs et récepteurs à l'initiation de ces réactions de défense. Quoiqu'il en soit, si l'efficacité reste partielle, la question des conditions d'utilisation de ces molécules restera posée : dans quels systèmes de culture donneront-elles la meilleure efficacité. Devront-elles être toujours associées à des fongicides ? Est-il possible d'avoir une efficacité complémentaire entre une induction de défense naturelle et une résistance génétique partielle de la plante traitée ? Sur ce dernier point, il semblerait que non selon Tuzun (2001) qui considère que ce sont les mêmes mécanismes et molécules qui sont impliqués dans la résistance induite et dans la résistance partielle multigénique (résistance horizontale). Mais cette hypothèse dressée à partir d'un cas particulier d'étude mérite confirmation. Enfin, certains auteurs posent la question du coût physiologique pour la plante à mobiliser ainsi une partie de son métabolisme, d'autant que la plante répond à une variété de signaux qu'ils soient abiotiques (froid, sécheresse...) ou biotiques (agents pathogènes, insectes...). Il a ainsi pu être démontré qu'il existait une interaction, avec des compromis (*trade-off*) variables en fonction des agents inducteurs, entre induction via l'acide jasmonique dans le cas d'une attaque de plantes par insectes et induction via l'acide salicylique à la suite d'attaque par un agent pathogène. Ces compromis ont bien évidemment des répercussions sur le niveau de protection obtenu vis-à-vis de ces bio-agresseurs (Bostock *et al.*, 2001) et pourraient expliquer la variabilité des résultats obtenus au champ lorsque les plantes sont soumises à des agressions diverses. On peut donc penser que si les recherches menées actuellement sur l'induction de défense des plantes sont prometteuses, elles mériteraient d'être aussi spécifiquement orientées, à partir des mécanismes et molécules aujourd'hui connus, vers une meilleure connaissance des conditions de leur mise en œuvre comme composantes de stratégies de gestion des cultures.

4.2.9. L'intégration en protection des cultures

4.2.9.1. IPM - Quelques définitions

De nombreuses définitions de IPM, Integrated Pest Management, peuvent être trouvées sur le site: www.ippc.orst.edu/IPMdefinition/home.html. Nous donnons ci-dessous quelques-unes des définitions liées au domaine dans leurs versions originales.

IPM is defined as a pest management system that, in the context of the associated environment and the population dynamics of the pest species, utilizes all suitable techniques in as compatible a manner as possible, and maintains the pest populations at levels below those causing economic injury. In its restricted sense, it refers to the management of single pest species on specific crops or in particular places. In a more general sense, it applies to the coordinated management of all pest populations in the agricultural or forest environment. It is not only the juxtaposition or superimposition of two control techniques [...] but the integration of all suitable management techniques with the natural regulating and limiting elements of the environment.
(FAO, 1968)⁸

Integrated crop management embraces systems of plant production most appropriate to the respective location and environment, in which, in consideration of economic and environmental requirements, all suitable procedures of agronomy, plant nutrition and plant protection are employed as harmoniously

⁸ Cité par : Chiarappa, L. (Ed.) 1971. Crop Loss Assessment Methods. FAO Manual on Evaluation and Prevention of Losses by Pests, Diseases, and Weeds. Comm. Agric. Bureaux, Farnham, England. Loose-leafed.

as possible with each other utilizing biological-technical progress as well as natural regulatory factors of noxious organisms in order to guarantee long-term assured yields and economic success.
(Heitefuss, 1989)

Chemical control of agricultural pests has dominated the scene, but its overuse has adverse effects on farm budgets, human health and the environment, as well as on international trade. New pest problems continue to develop. Integrated pest management, which combines biological control, host plant resistance and appropriate farming practices, and minimizes the use of pesticides, is the best option for the future, as it guarantees yields, reduces costs, is environmentally friendly and contributes to the sustainability of agriculture.

Agenda 21 UNCED

L'ouvrage 'Simulation and Systems Management in Crop Protection' (Rabbinge *et al.*, 1989) fournit une base conceptuelle et méthodologique pour définir, analyser et modéliser différents composants impliqués dans cette problématique. La revue de bibliographie de Kogan (1998) donne, sous un angle entomologique, une analyse historique des méthodes, des concepts, et des résultats en protection intégrée. Une revue plus récente est donnée par McRoberts *et al* (2003).

4.2.9.2. Questions relatives à l'intégration en protection des cultures

Trop de débats ont obscurci les objectifs réels d'une protection des cultures à la fois pratique, utilisable, et moderne, car ils se focalisent sur le terme 'intégré'. La question n'est pas ici de savoir si une stratégie de gestion des bio-agresseurs est 'intégrée' parce que, par exemple, elle incorporerait des éléments de lutte biologique, ou pas. Sans avoir l'ambition de répondre complètement, nous préférons ici poser quelques questions simples et donner des pistes de réponse :

- 1- les méthodes actuellement utilisées sont-elles intégrées ?
- 2- pourquoi intégrer ces méthodes dans des stratégies plus raffinées ?
- 3- comment construire ces stratégies de lutte ?

Question 1. Les méthodes actuellement utilisées sont-elles intégrées ?

De fait, les méthodes actuellement utilisées sont, par nécessité, intégrées - mais elles sont intégrées par les agriculteurs dans leurs itinéraires techniques : la protection des cultures n'est qu'une des facettes de la production végétale. En réalité, c'est précisément pour cela que la notion d'Integrated Crop Management a été adoptée par beaucoup de scientifiques impliqués dans la recherche pour la protection des cultures dans le monde : il est illusoire de mener une recherche ou de développer une technologie déconnectée de son contexte d'utilisation. Les paragraphes précédents ont montré que, souvent, les profils de bio-agresseurs, les dégâts, les dommages, et les pertes qu'ils occasionnent sont dans une large mesure le reflet des pratiques mises en œuvre. Si l'on choisit un génotype sensible pour mettre en place un peuplement végétal, il est peu surprenant qu'un bio-agresseur s'y développe.

Naturellement, la question 1 fait d'abord référence à la combinaison effective d'instruments de contrôle spécifiés, choisis pour leur rôle à l'encontre de bio-agresseurs identifiés. La réponse varie alors d'un type de bio-agresseur, et d'un type de production à un autre. Certainement, le contrôle des adventices en grande culture fait souvent appel à un ensemble de méthodes combinées : travail du sol, dates de semis, mode de mise en place, désherbage chimique, par exemple. Mais, à l'opposé, le contrôle de la jaunisse nanisante sur blé (JNO) ne fait essentiellement appel qu'à des traitements insecticides préventifs. Ces traitements concernent généralement (i) des semis précoces pour des rendements accessibles élevés, (ii) des variétés sensibles, (iii) dans des paysages où souvent peu d'ennemis naturels sont présent en nombres efficaces, (iv) dans des régions où les sources d'inoculum, spécialement les repousses infectées, sont nombreuses. La création d'outils d'aide à la décision pour appliquer ces insecticides ne change pas le fait que, si des dates de semis plus tardives (et donc un rendement accessible plus faible) étaient choisies, peut-être accompagnées par des résistances même incomplètes, une synchronie de mise en place à l'échelle du paysage, et un soin particulier pour éliminer les repousses de blé de l'année précédente, les épidémies de jaunisse seraient vraisemblablement esquivées totalement, sans qu'aucun pesticide soit appliqué. Il est possible qu'un

bon réglage des moissonneuses, destinée à réduire au maximum la chute de grains incomplètement remplis, apporte en soi une contribution significative au contrôle de cette maladie virale. Ce second exemple illustre le fait qu'une méthode unilatérale peut être efficace bien qu'étant susceptible d'être contournée ; également, que des raisons diverses, qui ne relèvent pas de la protection des cultures directement, constitueront des obstacles à la mise en œuvre d'autres méthodes, intégrées ou non.

Question 2. Pourquoi intégrer ces méthodes dans des stratégies plus raffinées ?

L'une des raisons premières d'intégrer, ou de combiner, des instruments de gestion divers est de cumuler dans un même itinéraire technique un ensemble divers de freins à la multiplication des bio-agresseurs, ou de facteurs qui minimise la vulnérabilité des performances du peuplement végétal (rendement et qualité, notamment). Les définitions ci-dessus résument les leçons tirées des échecs passés de la protection des cultures, qu'il s'agisse de contournements (de résistances complètes) ou de l'adaptation de lignées de bio-agresseurs (aux pesticides), ou à d'autres obstacles imposant une pression de sélection massive et ponctuelle sur les bio-agresseurs. Dans beaucoup de cas (pas tous, cependant) ces interventions brutales visant un effet complet se sont soldées par (1) des échecs aux conséquences graves et (2) par une érosion des outils même employés (les gènes de résistance majeurs ou les molécules efficaces ne constituent pas une ressource inépuisable). En opposant aux bio-agresseurs, non pas des blocages, mais des freins à leur multiplication, et en diversifiant la nature des freins exercés, le résultat espéré est donc d'obtenir une protection à la fois efficace et durable.

Question 3. Comment construire ces stratégies de lutte ?

Différentes approches ont été adoptées pour l'élaboration de stratégies de méthodes de contrôle. Les efforts de modélisation constituent une illustration importante des approches de recherches suivies. Dès la fin des années 1960, les travaux de Forrester (1961) ont suscité beaucoup d'espoirs, fondés sur la construction de modèles de simulation. Des travaux ont abouti à un ensemble de modèles de simulation, notamment en phytopathologie pour l'helminthosporiose du maïs (EPIMAY, Waggoner *et al*, 1972), pour la tavelure du pommier (EPIVEN; Kranz *et al*, 1973), ou pour la septoriose du blé (Rapilly *et al*, 1977) (*Septoria nodorum*). Certaines approches de modélisation avaient spécifiquement un objectif de gestion, et une rationalisation de l'emploi de pesticides (Teng *et al*, 1978). Ces approches ont été par la suite exposées à un ensemble de critiques. Certaines d'entre elles avaient un fondement scientifique essentiel, concernant spécialement les techniques utilisées pour l'évaluation des modèles (Van der Plank, 1982), ou bien un fondement appliqué, concernant les perspectives d'utilisation même de ces modèles (Butt et Jeger, 1985). La construction de ces modèles en réalité répondait à deux types d'aspirations, qui sont incompatibles au moins partiellement. La première aspiration, à laquelle ces efforts répondent bien aujourd'hui encore, est de produire une synthèse quantitative des processus impliqués dans les dynamiques de population. En soi, ces synthèses quantitatives sont nécessaires, d'un strict point de vue des disciplines scientifiques impliquées : l'effort de synthèse permet un inventaire précis, objectif, des connaissances quantitatives sur des processus biologiques ; de ce fait, il permet d'identifier des zones d'ombre, d'incertitude, ou d'ignorance, où de nouvelles recherches seraient utiles. Cela étant, certains des modèles de ce type qui ont été élaborés sont, à cet égard, si exhaustifs qu'ils présentent un degré de complexité tel qu'il est très difficile de les évaluer. C'est à tort qu'ils ont été (1) perçus parfois par leurs concepteurs comme des instruments permettant de guider une gestion, (2) perçus souvent par des non-modélisateurs comme étant les instruments requis pour guider la gestion, (3) critiqués dans certains cas comme une volonté de tout embrasser, de tout expliquer, et de tout prédire. Utilisant des modèles de ce type, la seconde aspiration, prédire une dynamique, et pouvoir ainsi la contrecarrer, s'est trouvée être inopérante, car contradictoire avec la masse de données nécessaire à une prévision : il n'est plus possible d'utiliser pratiquement des modèles trop compliqués pour une prédiction.

Un exemple important d'application des techniques de simulation est BLITECAST, instrument qui a été élaboré pour rationaliser l'emploi de fongicides contre le mildiou de la pomme de terre. Hormis son intérêt pratique, le type d'approche que BLITECAST représente illustre bien leur souplesse : (1) il s'agit d'un modèle transparent, où l'on sait expliquer l'ordre des étapes qui sont envisagées et les facteurs d'environnement qui sont mis en avant comme déterminants majeurs des épidémies, (2) il est

possible d'y incorporer des processus spécifiques, tels que le lessivage des fongicides par la pluie, (3) il est possible d'incorporer dans le modèle des attributs propres au bio-agresseur, tels que sa capacité d'adaptation (résistance) aux fongicides employés. Ce type de modèle est au carrefour des éléments qui sans doute sont désirables : scientifiquement, il procède d'une science forte ; techniquement, il s'exprime sous une forme simple ; pratiquement il correspond à des objectifs concrets ; et structurellement, il est susceptible d'évolutions : il est possible de l'envisager comme point de départ vers de nouvelles recherches, incluant la pollution des eaux de ruisseau par des pesticides, ou l'effet de changement climatiques globaux, ou encore l'évolution, actuellement en cours, de la population de bio-agresseur consécutive à un remplacement progressif de populations locales par un nouveau génotype, des croisements entre groupes, et de nouvelles caractéristiques des populations qui en découlent (reproduction sexuée, variabilité génétique et formes de survie).

Hormis le rôle essentiel de synthèse quantitative qu'il jouent dans un champs de discipline donné, les techniques de simulation ont trouvé deux domaines d'application, pour lesquels ils semblent bien adaptés, sous certaines conditions : celui de la construction d'idéotypes (ce terme fait ici référence à des variétés résistantes, mais aussi des systèmes de production dans lesquels les risques d'épidémie sont acceptables), et celui de la décision tactique proprement dite. Dans ce dernier cas, EIPRE constitue aujourd'hui encore une référence importante, puisqu'il s'agit d'un système d'aide à la décision concernant simultanément les pucerons du blé (*Sitobion avenae* et *Rhopalosiphum padi*), la rouille brune (*Puccinia triticina*), la rouille jaune (*Puccinia striiformis*) et l'Oïdium (*Blumeria graminis*) (Zadoks, 1989). Il s'agit de l'exemple le plus accompli d'instrument de décision tactique à cibles multiples. Il est important de souligner que EIPRE (1) est né d'une étroite collaboration entre chercheurs et agriculteurs, (2) n'est pas un modèle de simulation dynamique, mais d'un ensemble d'équations paramétrées empiriquement, (3) mais que le choix de ces équations a été effectivement guidé par d'importantes recherches où la modélisation dynamique était l'instrument principal. La 'validation' (au sens non statistique du mot) n'est pas née de tests : elle a été fondée sur la mise en œuvre d'un outil par les agriculteurs, et leur satisfaction.

En protection des cultures comme ailleurs, prédire n'est pas expliquer. Mais, souvent, pouvoir prédire est en soi un objectif concret, louable, et utile. Pour prédire (à différentes échelles, à différents pas de temps), un ensemble très large de méthodes ont été élaborées. L'une d'entre elles, même si elle est ancienne, et a connu des raffinements au cours des années, est constituée par les techniques de régression (Butt et Royle, 1974), en particulier multiples. Il n'est pas possible, ici, de détailler l'ensemble des méthodes qui ont été utilisées pour construire des méthodes de lutte à partir d'une solide connaissance empirique des systèmes plantes - bio-agresseurs - environnement - pratiques culturales. Mais, certainement, les techniques de régression un exemple des instruments robustes, très efficaces, adaptés, et fiables - dans les limites du contexte où ils étaient élaborés.

L'expérience des quarante années passées indique qu'il n'y a pas de *vade mecum* général pour la construction de stratégies de lutte. Chaque cas est particulier. Mais l'expérience accumulée a généré des principes et des méthodes, un ensemble d'approches, expérimentales, analytiques, conceptuelles, qui sont maintenant disponibles pour le faire, ainsi qu'un ensemble d'exemples illustrant les conditions d'un échec, ou d'un succès. L'une de ces conditions est une étroite connaissance, voire une implication directe, des agriculteurs, car ils sont les acteurs de ces stratégies.

4.3. Les grandes cultures

4.3.1. Les bio-agresseurs des grandes cultures

Les principaux bio-agresseurs des grandes cultures appartiennent à quatre grandes catégories : les plantes adventices, les micro-organismes phytopathogènes, les arthropodes et les mollusques. Il est très difficile de dresser une liste exhaustive de l'ensemble des bio-agresseurs des grandes cultures tant le nombre d'espèces potentiellement nuisibles pour chacune des cultures considérées est important. De plus, les différentes espèces cultivées en grandes cultures sont soumises à des profils de bio-agresseurs très différents en fonction des conditions pédo-climatiques et du système de culture dans lequel elles s'insèrent. Enfin, les espèces cultivées en grandes cultures sont elles-mêmes nombreuses : blé tendre (*Triticum aestivum*), blé dur (*Triticum durum*), orge d'hiver et de printemps (*Hordeum vulgare*), avoine d'hiver et de printemps (*Avena sativa*), seigle (*Secale cereale*), sorgho (*Sorghum bicolor*), triticale (*X tritico-secale*), riz (*Oryza sativa*), sarrasin (*Fagopyrum esculentum*), épeautre (*Triticum spelta*), maïs (*Zea mays*), colza (*Brassica napus*), navette (*Brassica rapa*), moutarde (*Sinapis alba*), tournesol (*Helianthus annuus*), betterave (*Beta vulgaris*), pomme de terre (*Solanum tuberosum*), soja (*Glycine max*), lin (*Linum usitatissimum*), vesce (*Vicia sativa*), pois (*Pisum sativum*), lupin (*Lupinus albus*), féverole (*Vicia faba*), chanvre (*Cannabis Sativa*), tabac (*Nicotiana tabacum*), chicorée (*Cichorium intybus*)...

De manière schématique, on peut considérer que ce sont les adventices, puis les champignons pathogènes (maladies telluriques ou à dissémination aérienne) qui constituent les principaux ennemis des grandes cultures. Afin de balayer des zones de production, des périodes d'implantation, et des profils de bio-agresseurs variés, nous avons choisi d'illustrer les principaux bio-agresseurs de quatre grandes cultures : une céréale d'hiver (le blé), une céréale de printemps (le maïs), un oléagineux d'hiver (le colza), un oléagineux de printemps (le tournesol).

Adventices

Actuellement, le vulpin (*Alopecurus myosuroides*) est considéré comme la principale adventice des **céréales** en grande culture ; le ray-grass (*Lolium multiflorum*) et les folles-avoines (*Avena fatua* ; *A. sterilis*) pouvant également poser problème fréquemment (d'après Le Henaff *et al.*, 1999, 2000 ; Oste *et al.*, 2000 ; Le Henaff *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.* 2005). En outre, les adventices suivantes ont été signalées par le Service de la Protection des Végétaux dans les bilans de campagnes céréalières entre 1999 et 2005 : agrostis jouet du vent (*Apera spica venti*), avoine à chapelets (*Arrhenatherum elatius*), barbarée intermédiaire (*Barbarea intermedia*), bleuet (*Centaurea cyanus*), brome stérile (*Bromus sterilis*), calépine irrégulière (*Calepina irregularis*), capselle bourse à pasteur (*Capsella bursa-pastoris*), chardon (*Cirsium arvense*), chiendent (*Cynodon dactylon*), chrysanthème des moissons (*Chrysanthemum segetum*), coquelicot (*Papaver rhoeas*), éthuse cigüe (*Aethusa cynapium*), fumeterre officinale (*Fumaria officinalis*), gaillet grateron (*Galium aparine*), géraniums (*Geranium spp.*), laiteron des champs (*Sonchus arvensis*), laiteron rude (*Sonchus asper*), lamier pourpre (*Lamium purpureum*), liseron des champs (*Convolvulus arvensis*), liseron des haies (*Calystegia sepium*), matricaires (*Matricaria spp.*), pâturin commun (*Poa trivialis*), pâturin annuel (*Poa annua*), pensée (*Viola arvensis*), prêles des champs (*Equisetum arvense*), ravenelles (*Raphanus raphanistrum*), renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*), renouée liseron (*Fallopia convolvulus*), rumex (*Rumex spp.*), sanves (*Sinapis arvensis*), séneçon vulgaire (*Senecio vulgaris*), stellaire intermédiaire (*Stellaria media*), tussilage pas d'ane (*Tussilago farfara*), véronique (*Veronica hederifolia* et *V. persica*), vulpie queue de rat (*Vulpia myuros*) (d'après Le Henaff *et al.*, 1999, 2000 ; Oste *et al.*, 2000 ; Le Henaff *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.* 2005). Bien sûr cette liste n'est pas exhaustive et la flore d'une parcelle dépend fortement non seulement des conditions pédo-climatiques, mais aussi du système de culture, et notamment de la culture en place.

Les bilans de campagne du Service de la Protection des végétaux relèvent les adventices suivantes :
- pour le **maïs** : abutilon de Théophraste (*Abutilon theophrasti*), arroche étalée (*Atriplex patula*), arroche hastée (*Atriplex prostrata*), chénopodes (*Chenopodium spp.*), digitales (*Digitaria spp.*),

lampourde épineuse (*Xanthium spinosum*), liseron des haies (*Calystegia sepium*), mercuriale annuelle (*Mercurialis annua*), panics (*Panicum spp.*), renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*), renouée liseron (*Fallopia convolvulus*), sétaires (*Setaria spp.*), sicyos anguleux (*Sicyos angulatus*), sorgho d'Alep (*Sorghum halepense*), souchet comestible (*Cyperus esculentus*) (d'après David et Decoin, 1999 ; David *et al.*, 2000 ; Delos *et al.*, 2001 ; Guinefoleau *et al.*, 2002 ; Guinefoleau *et al.*, 2003 ; Faure *et al.*, 2004) ;

- pour le **colza** : crucifères bien sûr ; mais aussi ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*), ammi élevé (*Ammi majus*), anthriscus commun (*Anthriscus caucalis*), chrysanthème des moissons (*Chrysanthemum segetum*), géraniums (*Geranium spp.*), lampourde à gros fruits (*Xanthium strumarium*), matricaires (*Matricaria spp.*), orobanche (*Phelipaea ramosa*) (d'après Pilorgé, 1999 ; Huguet *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.*, 2005) ;

- pour le **tournesol** : crucifères, ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*), ammi élevé (*Ammi majus*), chardon des champs (*Cirsium arvense*), lampourde à gros fruits (*Xanthium strumarium*), éthuse ciguë (*Aethusa cynapium*) (Delos *et al.*, 2001 ; Delos *et al.*, 2002 ; Moissard *et al.*, 2003 ; Huguet *et al.*, 2004).

Les tableaux 4.3-1 à 4.3-4 permettent d'avoir une vue synthétique de l'occurrence et de la nuisibilité des principales mauvaises herbes des grandes cultures. Par ailleurs, on pourra se référer à l'Atlas de Répartition des Adventices en France développé par l'UMR INRA/ENESAD/UB Biologie et Gestion des Adventices à Dijon pour une description à une échelle régionale (<http://www.dijon.inra.fr/malherbo/araf/index.htm>).

Espèce adventice	Co	CH	CP	Li	Po	Be	Pt	To	MS
Géraniums (<i>Geranium sp.</i>)									
Anthémis des champs (<i>Anthemis arvensis</i> L)	■	■			■	■	■	■	■
Matricaire chamomille (<i>Matricaria recutita</i> L)	■	■			■	■	■	■	■
Carotte sauvage (<i>Daucus carota</i> L)									
Fumeterre officinale (<i>Fumaria officinalis</i> L)	■								
Moutarde des champs (ou sanve ; <i>Sinapis arvensis</i> L)	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ravenelle (<i>Raphanus raphanistrum</i> L)	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Capselle bourse à pasteur (<i>Capsella bursa pastoris</i> Moench)	■	■							
Euphorbe réveil-matin (<i>Euphorbia helioscopia</i> L)								■	■
Helminthie fausse vipérine (<i>Picris echioides</i> Gaertn)	■							■	■
Laiteron rude (<i>Sonchus asper</i> L, Hill)	■							■	■
Lamier pourpre (<i>Lamium purpureum</i> L)	■	■							
Lampsane commune (<i>Lapsana communis</i> L)									
Lychnis dioïque (<i>Silene pratensis</i> Rafn)									
Mouron des oiseaux (<i>Stellaria media</i> L)	■	■				■	■	■	■
Séneçon commun (<i>Senecio vulgaris</i> L)									
Spergule des champs (<i>Spergula arvensis</i> L)	■	■	■			■	■	■	■
Tabouret des champs (<i>Thlaspi arvense</i> L)	■	■	■						
Véronique de Perse (<i>Veronica presica</i> Poir)	■	■	■			■	■	■	■
Ray-Grass (<i>Lolium multiflorum</i> Lam)									
Pâturin annuel (<i>Poa annua</i> L)	■	■	■						
Pâturin commun (<i>Poa trivialis</i> L)	■	■	■						
Chiendent rampant (<i>Agropyron repens</i> PB)	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Tableau 4.3-1. Occurrence et nuisibilité des principales plantes adventices à germination-levée et pousse végétative possible pendant toute l'année.

Co : colza ; CH : céréales d'hiver ; CP : céréales de printemps ; Li : lin ; Po : pois ; Be : betterave ; Pt : pomme de terre ; Tournesol ; MS : maïs et sorgho. Adapté de Bailly *et al.* (1977).

■	par taches et nuisible	■	fréquente et nuisible
■	présente et peu nuisible à fréquente et nuisible	■	présente et peu nuisible
■	rare ou sans incidence à fréquente et nuisible	■	rare ou sans incidence
■	rare ou sans incidence à présente et peu nuisible	■	absente ou manque d'information

Espèce adventice	Co	CH	CP	Li	Po	Be	Pt	To	MS
Adonis d'été (<i>Adonis aestivalis</i> L)									
Peigne de Vénus (<i>Scandix pecten-veneris</i> L)									
Gaillet gratteron (<i>Galium aparine</i> L)									
Shéradie des champs (<i>Sherardia arvensis</i> L)									
Alchémille des champs (<i>Aphanes arvensis</i> L)									
Armoise vulgaire (<i>Artemisia vulgaris</i> L)									
Bleuet (<i>Centaurea cyanus</i> L)									
Coquelicot (<i>Papaver rhœas</i> L)									
Miroir de Vénus (<i>Legousia speculum-veneris</i> L)									
Grémil des champs (<i>Buglossoides arvensis</i> L, IM Johnston)									
Myosotis des champs (<i>Myosotis arvensis</i> L, Hill)									
Renoncule des champs (<i>Ranunculus arvensis</i> L)									
Véronique à feuille de lierre (<i>Veronica hederifolia</i> L)									
Valérianelle potagère (<i>Valerianella locusta</i> L)									
Pensée des champs (<i>Viola arvensis</i> Murray)									
Agrostis jouet du vent (<i>Apera spica venti</i> L)									
Vulpin des champs (<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds)									
Folles avoines (<i>Avena fatua</i> L et <i>Avena sterilis</i> L)									

Tableau 4.3-2. Occurrence et nuisibilité des principales plantes adventices à germination-levée et pousse végétative automnale ou hivernale.

Co : colza ; CH : céréales d'hiver ; CP : céréales de printemps ; Li : lin ; Po : pois ; Be : betterave ; Pt : pomme de terre ; Tournesol ; MS : maïs et sorgho. Adapté de Bailly et al. (1977).

■	par taches et nuisible	■	fréquente et nuisible
■	présente et peu nuisible à fréquente et nuisible	■	présente et peu nuisible
■	rare ou sans incidence à fréquente et nuisible	■	rare ou sans incidence
■	rare ou sans incidence à présente et peu nuisible	■	absente ou manque d'information

Espèce adventice	Co	CH	CP	Li	Po	Be	Pt	To	MS
Bifora rayonnante (<i>Bifora radians</i> Bieb)									
Arroche étalée (<i>Atriplex patula</i> L)									
Chénopode blanc (<i>Chenopodium album</i> L)									
Chrysanthème des moissons (<i>Chrysanthemum segetum</i> L)									
Chardon des champs (<i>Cirsium arvense</i> L)									
Laiteron des champs (<i>Sonchus arvensis</i> L)									
Liseron des champs (<i>Convolvulus arvensis</i> L)									
Renouée liseron (<i>Fallopia convolvulus</i> L, A Löve)									
Renouée des oiseaux (<i>Polygonum aviculare</i> L)									
Renouée persicaire (<i>Polygonum persicaria</i> L)									
Mouron rouge (<i>Anagalis arvensis</i> L)									
Linairé bâtarde (<i>Kickxia spuria</i> L, Dumort)									
Tussilage pas d'âne (<i>Tussilago farfara</i> L)									

Tableau 4.3-3. Occurrence et nuisibilité des principales plantes adventices à germination-levée et pousse végétative printanière.

Co : colza ; CH : céréales d'hiver ; CP : céréales de printemps ; Li : lin ; Po : pois ; Be : betterave ; Pt : pomme de terre ; Tournesol ; MS : maïs et sorgho. Adapté de Bailly et al. (1977).

■	par taches et nuisible	■	fréquente et nuisible
■	présente et peu nuisible à fréquente et nuisible	■	présente et peu nuisible
■	rare ou sans incidence à fréquente et nuisible	■	rare ou sans incidence
■	rare ou sans incidence à présente et peu nuisible	■	absente ou manque d'information

Espèce adventice	Co	C _H	C _P	Li	Po	Be	Pt	To	MS
Amaranthe réfléchie (<i>Amaranthus retroflexus</i> L)						■	■	■	■
Morelle noire (<i>Solanum nigrum</i> L)				■	■	■	■	■	■
Mercuriale annuelle (<i>Mercurialis annua</i> L)	■			■	■	■	■	■	■
Chiendent pied de poule (<i>Cynodon dactylon</i> Pers)	■						■	■	■
Panic pied de coq (<i>Echinochloa crus-galli</i> L)						■	■	■	■
Sétaire glauque (<i>Setaria pumilia</i> Poir et, Røemer, Schultes)						■	■	■	■
Digitaire sanguine (<i>Digitaria sanguinalis</i> Scop)							■	■	■
Digitaire filiforme (<i>Digitaria ischæmum</i> Sch et Sch, Mulh)									■

Tableau 4.3-4. Occurrence et nuisibilité des principales plantes adventices à germination-levée et pousse végétative printanière.

Co : colza ; CH : céréales d'hiver ; CP : céréales de printemps ; Li : lin ; Po : pois ; Be : betterave ; Pt : pomme de terre ; Tournesol ; MS : maïs et sorgho. Adapté de Bailly et al. (1977).

■	par taches et nuisible	■	fréquente et nuisible
■	présente et peu nuisible à fréquente et nuisible	■	présente et peu nuisible
■	rare ou sans incidence à fréquente et nuisible	■	rare ou sans incidence
■	rare ou sans incidence à présente et peu nuisible	■	absente ou manque d'information

Pathogènes

Les septorioses (principalement *Septoria tritici*) et le piétin-verse (principalement *Tapesia yallundae*) sont les principaux champignons pathogènes du **blé** ; la rouille jaune (*Puccinia striiformis*), la rouille brune (*Puccinia triticina*), les fusarioses (*F. avenaceum*, *F. culmorum*, *F. graminearum*, *F. roseum*, *Microdochium nivale* notamment) pouvant également exercer des pressions fortes en fonction des régions, des années climatiques et des pratiques (d'après Le Henaff *et al.*, 1999 ; Le Henaff *et al.*, 2000 ; Oste *et al.*, 2000 ; Le Henaff, 2002 ; Le Henaff, 2003 ; Le Henaff 2004 ; Delos *et al.* 2005).

Le **maïs** est généralement peu touché par les maladies et ne nécessite pas de protection fongicide en culture. Néanmoins, le charbon du maïs (*Ustilago maydis*), le charbon des inflorescences (*Sphacelotheca reiliana*), la rouille (*Puccinia sorghi*) et l'helminthosporiose (*Exserohilum turcicum*), et les fusarioses (*Fusarium culmorum*, *F. roseum*, *F. graminearum*) peuvent parfois être présents dans certaines régions (d'après David et Decoin, 1999 ; David *et al.*, 2000 ; Delos *et al.*, 2001 ; Guinefoleau *et al.*, 2002 ; Guinefoleau *et al.*, 2003 ; Faure *et al.*, 2004).

Le phoma (*Leptosphaeria maculans*) et la sclérotiniose (*sclerotinia sclerotiorum*) sont les deux principales maladies du **colza** (d'après Pilorgé, 1999 ; Huguet *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.*, 2005).

Pour le **tournesol**, le mildiou (*Plasmopora helianthi*) et le phomopsis (*Phomopsis helianti*) représentent généralement les principales maladies, même si la sclérotiniose (*sclerotinia sclerotiorum*) et le phoma (*Phoma mac-donaldii*), peuvent également être dangereux (d'après Pilorgé, 1999 ; Delos *et al.*, 2001 ; Delos *et al.*, 2002 ; Moïsnard *et al.*, 2003 ; Huguet *et al.*, 2004).

Ravageurs

Certaines espèces cultivées sont particulièrement sensibles aux ravageurs du sol (par exemple le maïs) ou aux insectes (par exemple, le colza).

En **céréales**, les ravageurs suivants sont parfois mentionnés par le Service de la Protection des Végétaux : bibions (*Bibio spp.*) ; cécidomyies (*Contarinia tritici* et *Sitodiplosis mosellana*) ; cicadelles (*Psammotettix alienus*), vecteurs du virus de la maladie des pieds chétifs (Wheat Dwarf Virus) ; criocères (*Oulema melanopus* et *O. lichenis*) ; limaces (principalement *Deroceras reticulatum*) ; mouches des semis (*Delia platura*) ; mouches grises (*Delia coarctata*) ; mouches jaunes (*Opomyza florum*) ; mouches mineuses (*Agromyza spp.*), oscinies (*Oscinella frit* et *O. pusilla*) ; pucerons (*Rhopalosiphum padi* ; *Sitobion avenae*), vecteurs de la Jaunisse Nanisante de l'Orge (VJNO, ou BYDV, Barley Yellow Dwarf Virus) ; taupins (*Agriotes lineatus*) ; tenthrèdes des céréales (*Dolerus*

haematodes) ; tipules (*Tipula spp.*, principalement *T. paludosa* et *T. oleracea*) ; tordeuses des céréales (*Cnephasia pumicana*) ; zabres (*Zabrus tenebrioides*) (d'après Le Henaff *et al.*, 1999, 2000 ; Oste *et al.*, 2000 ; Le Henaff *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.* 2005).

Le **maïs** est beaucoup plus sensible aux ravageurs que les autres céréales des grandes cultures. La pyrale (*Ostrinia nubilalis*) et la sésamie (*Sesamia nonagrioides*) sont des ennemis classiques, mais beaucoup d'autres ravageurs s'attaquent également au maïs : acarïens (*Tetranychus urticae*, *T. turkestanii*) ; cicadelles (*Zyginidia scutellaris*) ; chrysomèles des racines du maïs (*Diabrotica virgifera*) ; limaces (*Doroceras reticulatum* notamment) ; mouches des semis (*Delia platura*) ; nématodes (*Ditylenchus dipsaci*, *Heterodera avenae*, *Pratylenchus penetrans*) ; noctuelles (*Agrotis ipsilon*, *A. segetum*, *Autographa gamma*, *Heliotis armigera*, *Mythimna unipunctata* notamment) ; oscinies (*Oscinella frit*) ; pucerons (*Rhopalosiphum padi*, *Sitobion avenae*, *Metopolophium dirhodum*), vecteurs de viroses (Jaunisse Nanisante de l'Orge, VJNO ou BYDV, Barley Yellow Dwarf Virus ; mosaïque nanisante due au virus MDMV, Maize Dwarf Mosaic Virus) ; scutigérelles (*Scutigereilla immaculata*) ; taupins (*Agriotes sordidus* notamment) (d'après David et Decoin, 1999 ; David *et al.*, 2000 ; Delos *et al.*, 2001 ; Guinefoleau *et al.*, 2002 ; Guinefoleau *et al.*, 2003 ; Faure *et al.*, 2004).

De même, le **colza** subit les attaques de nombreux ravageurs : baris (*Baris coerulescens*) ; cécidomyies (*Dasineura brassicae*) ; charançons de la tige (*Ceuthorhynchus napi*) ; charançons du bourgeon terminal (*Ceuthorhynchus piciparsis*) ; charançons de siliques (*Ceuthorhynchus assimilis*) ; petites altises (*Phyllotreta spp.*) et grosses altises (*Psylliodes chrysocephala*) ; méligèthes (*Meligethes aeneus* et *M. viridescens*) ; mouches du chou (*Delia radicum*), noctuelles (*Heliotis armigera*) ; piérides du chou (*Pieris brassicae*) ; pucerons cendrés (*Brevicoryne brassicae*) ; pucerons verts du pêcher (*Myzus persicae*) ; teignes des crucifères (*Plutella maculipennis*) ; tenthrèdes de la rave (*Athalia rosae*) ; taupins (*Agriotes spp.*) ; thrips (*Frankliniella occidentalis*, *Thrips tabaci* notamment) (d'après Pilorgé, 1999 ; Huguet *et al.*, 2002, 2003, 2004 ; Delos *et al.*, 2005).

Limaces (*Deroceras reticulatum*, *Arion hortensis* notamment) ; noctuelles (*Autographa gamma*) ; pucerons (*Brachycaudus helichrysi* notamment) ; taupins (*Agriotes spp.*) sont les rares ravageurs du **tourne-sol** rapportés par le Service de la Protection des Végétaux (d'après Pilorgé, 1999 ; Delos *et al.*, 2001 ; Delos *et al.*, 2002 ; Moïnard *et al.*, 2003 ; Huguet *et al.*, 2004).

Bien sûr, il n'est pas possible ici de dresser une typologie fine des profils de bio-agresseurs car ceux-ci dépendent éminemment de la situation de production et notamment du système de culture. Par exemple, les problèmes de limaces sont présents dès lors que la simplification du travail du sol se développe et laisse une quantité importante de résidus végétaux à la surface du sol. De même, les nématodes sont souvent associés au retour fréquent de certaines espèces (monoculture de céréales)...

Les tableaux 4.3-5 à 4.3-12 présentent les principales maladies et ravageurs du blé, du maïs, du colza et du tourne-sol.

Maladies et ravageurs du blé

Maladie (agent pathogène)	Risque
Piétin-verse (<i>Tapesia yallundae</i> , <i>T. acuformis</i>)	
Septorioses (<i>Septoria tritici</i> , <i>Septoria nodorum</i>)	
Fusarioses (<i>Fusarium culmorum</i> , <i>Fusarium graminearum</i> , <i>Microdochium nivale</i> notamment)	
Rouille brune (<i>Puccinia triticina</i>)	
Rouille jaune (<i>Puccinia striiformis tritici</i>)	
Oïdium (<i>Blumeria graminis</i>)	
Piétin-échaudage (<i>Gaeumannomyces graminis</i> var <i>Tritici</i>)	
Carie (<i>Tilletia caries</i>)	
Charbon (<i>Ustilago segetum tritici</i>)	
Helminthosporose (<i>Helminthosporium teres</i>)	
Jaunisse nanisante de l'orge (Barley Yellow Dwarf Virus)	
Rhizoctone (<i>Rhizoctonia solani</i>)	

Tableau 4.3-5. Risque moyen national de pertes de rendement des principales maladies du blé (d'après Le Henaff et al, 1999 ; Le Henaff et al., 2000 ; Oste et al., 2000 ; Le Henaff, 2002 ; Le Henaff, 2003 ; Le Henaff 2004 ; Delos et al. 2005 ; et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Ravageur	Risque
Campagnol des champs (<i>Microtus arvalis</i>)	
Corbeau freux (<i>Corvus frugigelus</i>)	
Criocère de l'orge (<i>Oulema melanopa</i>)	
Etourneau sansonnet (<i>Sturnus vulgaris</i>)	
Mineuse (<i>Agromyza</i> spp.)	
Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>)	
Mouche grise des céréales (<i>Delia coarctata</i>)	
Mulot (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	
Nématode de l'avoine (<i>Heterodera avenae</i>)	
Nématode des céréales (<i>Meloidogyne naasi</i>)	
Oscinie de l'avoine (<i>Oscinella frit</i>)	
Petite limace grise (<i>Deroceras reticulatum</i>)	
Puceron du merisier à grappe (<i>Rhopalosiphum padi</i>)	
Puceron des épis des céréales (<i>Sitobion avenae</i>)	
Puceron des céréales et du rosier (<i>Metopolophium dirhodum</i>)	
Thrips des céréales (<i>Limothrips cerealium</i>)	
Tipule des prairies (<i>Tipula paludosa</i>)	

Tableau 4.3-6. Risque moyen national de pertes de rendement des principaux ravageurs du blé (d'après Le Henaff et al, 1999 ; Le Henaff et al., 2000 ; Oste et al., 2000 ; Le Henaff, 2002 ; Le Henaff, 2003 ; Le Henaff 2004 ; Delos et al. 2005 ; et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Maladies et ravageurs du maïs

Maladie (agent pathogène)	Risque
Anthraxose du maïs (<i>Colletotrichum graminicola</i>)	
Charbon à Ustilago (<i>Ustilago maydis</i>)	
Charbon des inflorescences à <i>Sphacelotheca</i> (<i>Sphacelotheca reiliana</i>)	
Fonte des semis (<i>Pythium spp.</i> , <i>Fusarium spp.</i>)	
Fusarioses (<i>Fusarium spp.</i>)	
Helminthosporioses (<i>Exserohilum turcicum</i> , <i>Bipolaris zeicola</i>)	
Jaunisse nanisante de l'orge, Barley Yellow Dwarf Virus (via <i>R. padi</i> et <i>S. avenae</i>)	
Kabatiellose du maïs (<i>Kabatiella zae</i>)	
Mildiou du maïs (<i>Sclerospora macrospora</i>)	
Nanisme rugueux, Maize Rough Dwarf Virus (via <i>Laodelphax striatellus</i>)	
Nécroses racinaires (<i>Pythium arrhenomanes</i> ; <i>Rhizoctonia solani</i>)	
Pourriture bactérienne (<i>Erwinia chrysanthemi</i>)	
Rouille du maïs (<i>Puccinia sorghi</i>)	

Tableau 4.3.1.7. Risque moyen national de pertes de rendement des principales maladies du maïs (d'après David et Decoin, 1999 ; David et al., 2000 ; Delos et al., 2001 ; Guinefoleau et al., 2002 ; Guinefoleau et al., 2003 ; Faure et al., 2004 et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Ravageur	Risque
Acarien (<i>Tetranychus urticae</i> , <i>T. turkestanii</i>)	
Corbeau freux (<i>Corvus frugilegus</i>)	
Limaces (<i>Deroceras reticulatum</i> notamment)	
Mouche des semis (<i>Delia platura</i>)	
Mulot sylvestre (<i>Apodemus sylvestris</i>)	
Nématodes (<i>Pratylenchus spp.</i>)	
Nématode à kyste des céréales (<i>Heterodera avenae</i>)	
Noctuelle (<i>Heliothis zae</i> , <i>Mythimna unipuncta</i> , notamment)	
Oscinie (<i>Oscinella frit</i>)	
Puceron des épis des céréales (<i>Sitobion avenae</i>)	
Puceron des céréales et du rosier (<i>Metopolophium dirhodum</i>)	
Puceron du merisier à grappe (<i>Rhopalosiphum padi</i>)	
Pyralle du maïs (<i>Ostrinia nubilalis</i>)	
Sésamie (<i>Sesamia nonagrioides</i>)	
Taupin (<i>Agriotes spp.</i>)	
Tipule (<i>Tipula paludosa</i> , <i>T. oleracea</i>)	
Vers gris, chenilles de noctuelles (<i>Agrotis ipsilon</i> et <i>A. segetum</i> principalement)	
Cicadelle des céréales (<i>Zyginidia scutellaris</i>)	
Nématodes des tiges (<i>Ditylenchus dipsaci</i>)	
Scutigérelle (<i>Scutigera immaculata</i>)	
Altise (<i>Phyllotreta vittula</i>)	
Alucite des céréales (<i>Sitotroga cerealella</i>)	
Blaniule moucheté (<i>Blaniulus guttulatus</i>)	
Courtillière (<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>)	
Hépiale (<i>Hepialus humuli</i> et <i>H. lupulinus</i>)	
Mouche des plantules de maïs (<i>Geomyza tripunctata</i>)	
Pie (<i>Pica pica</i>)	
Vers blanc, larve du hanneton commun (<i>Melolontha melolontha</i>)	

Tableau 4.3.1.8. Risque moyen national de pertes de rendement des principaux ravageurs du maïs (d'après David et Decoin, 1999 ; David et al., 2000 ; Delos et al., 2001 ; Guinefoleau et al., 2002 ; Guinefoleau et al., 2003 ; Faure et al., 2004 et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Maladies et ravageurs du colza

Maladie (agent pathogène)	Risque
Phoma (<i>Leptosphaeria maculans</i>)	
Sclérotiniose (<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>)	
Alternariose (<i>Alternaria brassicae</i>)	
Botrytis (<i>Botrytis cinerea</i>)	
Cylindrosporiose (<i>Cylindrosporium concentricum</i>)	
Hernie (<i>Plasmodiophora brassicae</i>)	
Mildiou (<i>Peronospora brassicae</i>)	
Oïdium (<i>Blumeria polygoni</i>)	
Pseudo-cercosporella (<i>Pseudo-cercospora capsellae</i>)	
Verticillium (<i>Verticillium dahliae</i>)	
Mosaïque du chou-fleur (<i>Cabbage Mosaic Virus</i>)	
Mosaïque du navet (<i>Turnip Mosaic Virus</i>)	
Jaunisse de la betterave (<i>Beet Western Yellows Virus</i>)	
Jaunisse du navet (<i>Turnip Yellow Mosaic Virus</i>)	

Tableau 4.3-9. Risque moyen national de pertes de rendement des principales maladies du colza (d'après Pilorgé, 1999 ; Huguet et al., 2002, 2003, 2004 ; Delos et al., 2005 et HYPP, 1995 ; Maurin et al., 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Ravageur	Risque
Altise d'hiver du colza (<i>Psylliodes chrysocephala</i>)	
Altise noire des crucifères (<i>Phyllotreta atra</i> notamment)	
Cécidomyie des siliques des crucifères (<i>Dasineura brassicae</i>)	
Charançon de la tige du colza (<i>Ceuthorhynchus napi</i>)	
Charançon des siliques du colza (<i>Ceuthorhynchus assimilis</i>)	
Limaces (<i>Deroceras reticulatum</i> , <i>Arion hortensis</i> notamment)	
Méligèthe du colza (<i>Meligethes aeneus</i> , <i>M. viridescens</i>)	
Méligèthe des crucifères (<i>Meligethes viridescens</i>)	
Mouche du chou (<i>Delia radicum</i>)	
Puceron cendré du chou (<i>Brevicoryne brassicae</i>), vecteur de viroses	
Charançon du bourgeon terminal (<i>Ceuthorhynchus piciparsis</i>)	
Pigeon ramier (<i>Columba palumbus</i>)	
Puceron noir de la fève (<i>Aphis fabae</i>)	
Puceron vert du pêcher (<i>Myzus persicae</i>)	
Charançon de la tige du chou (<i>Ceuthorhynchus quadridens</i>)	
Charançon galicol du chou (<i>Ceuthorhynchus pleurostigma</i>)	
Cétoine hérissée (<i>Epicometis hirta</i>)	
Piéride du chou (<i>Pieris brassicae</i>)	
Teigne des crucifères (<i>Plutella maculipennis</i>)	
Tenthrede de la rave (<i>Athalia rosae</i>)	

Tableau 4.3-10. Risque moyen national de pertes de rendement des principaux ravageurs du colza (d'après Pilorgé, 1999 ; Huguet et al., 2002, 2003, 2004 ; Delos et al., 2005 et HYPP, 1995 ; Maurin et al., 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Maladies et ravageurs du tournesol

Maladie (agent pathogène)	Risque
Maladie des taches noires (<i>Phoma mac-donaldii</i>)	
Mildiou du tournesol (<i>Plasmopora helianthi</i> , <i>P. halstedii</i>)	
Phomopsis (<i>Phomopsis helianthi</i>)	
Sclérotionose (<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>)	
Alternariose (<i>Alternaria helianthi</i>)	
Pourriture charbonneuse (<i>Macrophomina phaseoli</i>)	
Pourriture grise (<i>Botrytis cinerea</i>)	
Verticilliose (<i>Verticillium albo-atrum</i> , <i>V. dahliae</i>)	
Fonte des semis (<i>Pythium spp.</i> , <i>Sclerotinia spp.</i> , <i>Botrytis spp.</i> , <i>Plasmopora spp.</i>)	
Rouille blanche des Astéracées (<i>Albugo tragopogonis</i>)	

Tableau 4.3-11. Risque moyen national de pertes de rendement des principales maladies du tournesol (d'après Pilorgé, 1999 ; Delos et al., 2001 ; Delos et al., 2002 ; Moisnard et al., 2003 ; Huguet et al., 2004 et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

Ravageur	Risque
Limace (<i>Deroceras reticulatum</i> , <i>Arion hortensis</i>)	
Linotte mélodieuse (<i>Carduelis Cannabina</i>)	
Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>)	
Noctuelle gamma (<i>Autographa gamma</i>)	
Puceron (<i>Brachycaudus helichrysi</i> notamment)	
Tipule (<i>Tipula paludosa</i> , <i>T. oleracea</i>)	
Taupin (<i>Agriotes ssp.</i>)	
Thrips (<i>Thrips tabaci</i> , <i>T. angusticeps</i>)	
Verdier (<i>Carduelis chloris</i>)	
Bianiule (<i>Blaniulus guttulatus</i>)	
Campagnole (<i>Microtus arvalis</i> , <i>Arvicola terrestris</i> , <i>Pitymys duodecimcostatus</i>)	
Lapin de Garenne (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	
Vanesse de l'artichaut (<i>Vanessa cardui</i>)	
Perdrix (<i>Perdix perdix</i>)	
Pigeon ramier (<i>Columba palumbus</i>)	
Punaise (<i>Lygus spp.</i>)	
Pyrale du tournesol (<i>Homoeosoma nebulella</i>)	
Vers gris, chenilles de noctuelles (<i>Agrotis ipsilon</i> , <i>A. segetum</i>)	

Tableau 4.3-12. Risque moyen national de pertes de rendement des principaux ravageurs du tournesol (d'après Pilorgé, 1999 ; Delos et al., 2001 ; Delos et al., 2002 ; Moisnard et al., 2003 ; Huguet et al., 2004 et HYPP, 1995 ; Maurin et al, 1999).

Les classes de risque (cf. définition donnée au chapitre 4.1.7.) correspondent à une péréquation des informations contenues dans ces références pour une situation de production moyenne à l'échelle de l'ensemble du territoire métropolitain. Localement, ces classes peuvent donc être différentes en fonction du système de culture et du pédo-climat régional.

fort
 moyen
 faible

4.3.2. Les pratiques actuelles

4.3.2.1. Panorama général

Les grandes cultures représentent une surface cultivée importante : 8,7 Mha, soit 34% de la SAU en 2003 (Source : Agreste, Enquête structure 2003, <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>) et constituent donc un enjeu important vis-à-vis de la maîtrise des nuisances environnementales liées à la protection des cultures. Nous proposons un tableau synoptique présentant l'efficacité des méthodes de lutte actuelles contre différents bio-agresseurs des grandes cultures (tableau 4.3-13). Une telle synthèse ne peut refléter la variabilité due aux espèces cultivées considérées, aux systèmes de culture et aux conditions pédo-climatiques rencontrées. L'intérêt d'un tel tableau réside uniquement dans la proposition d'une vision générale, qui ne pourra cependant correspondre parfaitement à toutes les situations de production. En résumé, on pourra retenir qu'en grandes cultures, la protection contre les bio-agresseurs repose tout d'abord sur un usage important de pesticides (par ordre décroissant de volumes utilisés : herbicides, fongicides et insecticides), puis sur l'utilisation de variétés possédant une résistance (tout phénomène qui, chez un végétal, interdit ou limite le développement d'un pathogène ; d'après Rapilly, 1991) ou une tolérance (tout phénomène qui, chez un végétal, fait que le potentiel de rendement d'une plante n'est pas altéré par un pathogène ; d'après Rapilly, 1991) face à différents agents pathogènes, et des éléments de contrôle cultural ou physique (succession des cultures et travail du sol notamment, tableau 4.3-13).

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Lutte physique	Système de culture (7)
Champignons pathogènes (<i>sensu lato</i>)	++	+++ (1)	++	+ (4)	+	++
Adventices	+++	++ (2)	-	-	++ (6)	+++
Bactéries	+	-	+	-	-	+
Virus, viroïdes et mycoplasmes	+	+ (3)	-	-	-	++
Acariens	+	+	-	-	-	+
Insectes	+	++ (1)	-	+ (5)	-	++
Nématodes	+	-	-	-	-	+
Limaces	+	++	-	-	-	+

Tableau 4.3-13. Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre sur l'ensemble des grandes cultures.

1. Traitements de semences ou application en culture
2. Traitements de pré-semis, de pré- ou post-levée
3. Lutte contre les vecteurs
4. Lutte contre la sclérotiniose (*Sclerotinia sclerotiorum*) de différentes cultures par un champignon (*Coniothyrium minitans*)
5. Lutte contre la pyrale du maïs (*Ostrinia nubilalis*) par des trichogrammes (*Trichogramma brassicae*), 85000 ha protégés en 2004 (source : <http://www.biotop.fr/>)
6. Lutte mécanique contre les mauvaises herbes (faux semis, binage, hersage, sarclage, fauche), lutte thermique
7. L'effet des successions des cultures est important pour les organismes peu mobiles (champignons telluriques, mauvaises herbes, nématodes...). Le travail du sol permet d'enfouir les résidus porteurs d'inoculum et de gérer le stock semencier de mauvaises herbes. L'itinéraire technique permet d'adapter la réceptivité du couvert à différents bio-agresseurs et sa compétitivité face aux mauvaises herbes.

Dans le cas du **blé** (Tableau 4.3-14), les bio-agresseurs les plus importants (en termes de pertes de récoltes qu'ils causeraient sans protection adéquate) sont les adventices et les maladies cryptogamiques (fongiques). Le contrôle des adventices peut mettre en œuvre des instruments efficaces, s'ils sont utilisés à bon escient : les méthodes associées aux pratiques culturales et la lutte chimique. En moyenne en France, le blé tendre a reçu 6 traitements en 2001, dont un tiers environ pour le

désherbage. Ce nombre moyen cache en fait une forte variabilité régionale puisque si l'on a observé en moyenne 9 traitements phytosanitaires en Picardie ; seulement 3 traitements phytosanitaires ont été appliqués en Alsace en 2001 (cf. chapitre 2). Le contrôle des maladies cryptogamiques est, dans une très large mesure assurée par des résistances de type divers (complètes ou non, spécifiques, ou pas) ; mais la protection chimique joue un rôle très important pour un nombre limité de maladies. Les pratiques culturales contribuent à la protection des cultures contre les maladies cryptogamiques, notamment (mais non exclusivement) pour les maladies d'origine tellurique.

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons pathogènes (<i>sensu lato</i>) <i>Septorioses, rouilles, fusarioses, piétins, oidium</i>	+++	++ (1)	+++	-	+ (4)	++ (6)
Adventices <i>Vulpin et ray-grass</i> notamment	+++	++ (2)	-	-	++	+++ (7)
Virus, viroïdes et mycoplasmes <i>Jaunisse nanisante de l'orge</i>	+	+(3)	-	-	+(5)	-
Insectes <i>Pucerons, mouches, taupins</i>	+	++	+	-	+	+
Nématodes	+	-	+	-	-	++ (8)
Limaces	+	+	-	-	-	++ (9)

Tableau 4.3-14. Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre sur blé d'hiver.

1. Traitements de semences ou application en culture
2. Traitements de pré-semis, de pré- ou post-levée
3. Lutte contre les pucerons, vecteurs de viroses
4. Par exemple, la gestion des repousses par des opérations de déchaumage influence la survie estivale de la rouille brune (*Puccinia triticina*)
5. Par exemple, la gestion des repousses estivales par des opérations de déchaumage influence le cycle des pucerons, vecteurs de viroses
6. Les maladies telluriques notamment sont sensibles à l'interaction entre le travail du sol et les précédents, la date et la densité de semis, la fertilisation azotée (dose et forme)
7. La période d'implantation est un levier pour défavoriser certaines mauvaises herbes qui ne lèvent qu'à une période donnée de l'année. Le travail du sol, et notamment le labour, permet de gérer le stock semencier des mauvaises herbes.
8. Diminuer la fréquence de retour des céréales, adapter la date de semis et le travail du sol permettent de contrôler les nématodes.
9. Par exemple, l'enfouissement des résidus de culture est défavorable au développement des limaces.

En 2000, le **maïs** couvrait 7% de la SAU et représentait 10% de la consommation nationale en pesticides (cf. chapitre 2). Les principaux traitements phytosanitaires du maïs concernent la maîtrise des mauvaises herbes (près de 75% des quantités de pesticides épandues sur maïs), puis dans une moindre mesure, la maîtrise des insectes (Tableau 4.3-15). Les instruments principaux du contrôle des adventices, comme dans le cas précédent, sont les pratiques culturales, le choix des successions, et les méthodes ayant recours aux pesticides. Est mentionné l'emploi de transgènes résistants aux herbicides, qui constitueraient un nouvel instrument très efficace de contrôle ; cet instrument ne peut pas être utilisé en France. L'interdiction de l'atrazine a limité l'éventail des solutions (spectre et persistance) et augmenté le coût du désherbage. Le contrôle des mauvaises herbes doit donc s'adapter à l'évolution de la flore (émergence d'une flore dicotylédone jusqu'alors peu présente). Comme l'efficacité des programmes herbicides se trouve diminuée, le nombre de passages augmente jusqu'au recouvrement de l'inter-rang (Desquenes et Bibard, 2004). Le contrôle des insectes passe d'abord par une lutte

chimique, dans l'ensemble efficace si elle est correctement utilisée. Avec la disparition de nombreux insecticides du sol, la pression exercée par les ravageurs telluriques (taupins, scutigérelle, nématodes...) va certainement augmenter dans les prochaines années (Faure *et al*, 2004). Il faut remarquer que le maïs est la seule grande culture pour laquelle une méthode de lutte biologique contre un ravageur est développée à assez grande échelle (85.10³ ha de maïs ont été protégés par des trichogrammes en 2004, sources : www.biotop.fr). Les pratiques culturales contribuent, dans certains cas également à un contrôle efficace des ravageurs.

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons pathogènes Charbon des inflorescences	+	++ (1)	+++	-	-	++ (2, itinéraires techniques)
Adventices	+++ (3)	++ (4)	+++ (5)	-	++ (6)	++ (successions, itinéraires techniques)
Insectes Taupins Pyrale Sésamie (Sud)	++ +++ +++	++ (7) +++ ++	- ++ (8) -	- ++ (9) -	- - -	- ++ ++ (itinéraires techniques)

Tableau 4.3-15. Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre sur maïs.

1. Traitement de semences ou en localisation
2. Enfouissement des résidus de récolte par le labour
3. 10-15 espèces majeures (dicotylédones) si maïs en rotation avec une pression modérée (10-50 pl/m²) ; 4-6 espèces majeures (graminées estivales) si maïs en monoculture (forte pression : 50-100 pl/m²)
4. Atrazine interdite en 2003
5. Uniquement si autorisation de maïs OGM résistants à certains herbicides
6. Désherbinage par exemple
7. Interdiction fipronil et imidaclopride en tant que traitement de semences
8. Uniquement si autorisation de maïs OGM BT
9. Lutte biologique par les trichogrammes (capsules)

Dans le cas du **colza** (Tableau 4.3-16), les bio-agresseurs les plus importants sont, également, les adventices et certaines maladies cryptogamiques (ces dernières moins diverses et moins nombreuses que celles du blé). Outre ses intérêts agronomiques reconnus, le colza est réputé être une culture favorable à l'environnement grâce à sa capacité à piéger les nitrates. Néanmoins, la moyenne nationale du nombre de traitements phytosanitaires (hors anti-limaces) est tout de même élevée, avec 5,2 traitements en 2003 (Wagner, 2004), ce qui réduit quelque peu les avantages environnementaux de la culture. En effet, la part des pesticides utilisés en agriculture pour le colza est de 9% alors qu'il ne représente que 4% de la SAU (cf. chapitre 2). Dans près de 94% des situations, un programme de désherbage en pré ou post-semis et/ou pré ou post-levée est utilisé. L'adaptation du système de culture permet de disposer d'un levier supplémentaire pour contrôler les mauvaises herbes (Tableau 4.3-16). Les applications d'insecticides sont fréquentes à l'automne et au printemps. En ce qui concerne la protection chimique contre les champignons, un faible pourcentage d'agriculteurs procède à des applications contre le phoma à l'automne (avec un maximum de 9% en Poitou-Charente en 2003) ; en revanche, au printemps (plus précisément au moment de la chute des pétales), les traitements contre la sclérotiniose sont très fréquents, car il n'existe pas de variété résistante ou tolérante au sclérotinia. On peut signaler qu'un agent de lutte biologique (*Coniothyrium minitans*, commercialisé sous le nom de Contans®) a été homologué récemment en traitement du sol pour lutter contre la sclérotiniose. Nous manquons pour l'instant de recul quant à l'importance de l'utilisation de cet agent microbiologique en grandes cultures.

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons pathogènes (<i>sensu lato</i>) <i>Phoma</i> <i>Sclerotinia</i>	++	++ (1)	++ (3)	+ (4)	+ (5)	++ (7)
Adventices	+++	++ (2)	-	-	++ (6)	+++ (8)
Insectes <i>Altises</i> <i>Charançons</i> <i>Meligèthes</i> <i>Pucerons</i>	++	++	-	-	-	-
Limaces	++	++	-	-	-	+

Tableau 4.3-16. Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre sur colza d'hiver.

1. Application en culture
2. Traitements de pré-semis, de pré- ou post-levée
3. Il existe des résistances complètes et partielles efficaces contre le phoma. Une résistance complète très efficace (Rlm1) a été contournée à la fin des années 90. Il n'y a pas de résistance contre la sclérotiniose.
4. Lutte contre la sclérotiniose (*Sclerotinia sclerotiorum*) de différentes cultures par un champignon (*Coniothyrium minitans*)
5. De manière indirecte, le travail du sol déplace les résidus de culture et donc influence les cycles épidémiques de certains pathogènes tels *Leptosphaeria maculans* ou *Sclerotinia sclerotiorum*.
6. Lutte mécanique contre les mauvaises herbes (faux semis, binage, hersage).
7. L'interaction entre le travail du sol et la succession influence la quantité d'inoculum primaire qui peut être dispersé sur plusieurs kilomètres (phoma), ou au contraire rester dans la parcelle (sclérotines de sclérotinia). La conduite de la culture influence fortement la réceptivité du peuplement aux contaminations.
8. La succession, le travail du sol, la gestion de l'azote dans le système de culture, la date et la densité de semis influencent fortement la compétitivité du colza vis-à-vis des mauvaises herbes.

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons pathogènes Mildiou	+++	+++	+++ (2)	-	-	+ (3, 4)
Sclerotinia	+++	-	++	+ (5)	-	++ (6, 7)
Phomopsis	+++	+++	+++	-	-	+ (7, 8)
Phoma	+++	++ (9)	+	-	-	+ (8, 10)
Adventices	++	++ (11)	-	-	++	++ (itinéraires techniques) (12)
Limaces	+	++	-	-	-	++ (13)

Tableau 4.3-17. Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre sur tournesol

1. Traitement de semences (mefenoxam), pas de lutte fongicide en végétation
2. Efficace mais risque de contournement (nouvelles races physiologiques de mildiou)
3. L'allongement de la rotation (retour tous les 3-4 ans) et la destruction des repousses réduisent la quantité d'inoculum
4. Eviter l'implantation en conditions humides
5. Contans (lutte contre les sclérotines par un champignon *Coniothyrium minitans*)
6. Les rotations à base de pois, soja, tournesol et colza favorisent le sclérotinia (production de sclérotines qui se conservent dans le sol)
7. Réduction de la densité de peuplement et de la fertilisation azotée, pas d'irrigation
8. Enfouissement des cannes de tournesol (parcelles infectées) pour limiter la contamination
9. Efficace mais non rentable sur tiges, inefficace sur attaques au collet (les plus nuisibles)
10. Eviter semis trop précoces et excès d'azote
11. Quelques adventices difficiles à détruire chimiquement (abutilon, bident, prêle, xanthium)
12. Augmenter densité de peuplement, réduire l'écartement entre rangs
13. Résidus en surface (non labour) favorisent les attaques de limaces

Dans le cas du **tournesol**, ce sont les maladies cryptogamiques et les mauvaises herbes qui constituent le facteur potentiel le plus fort de perte de récolte. Le tournesol est cultivé sur 0,69 Mha, soit environ 2% de la SAU (sources : SCEES 2003). En 2001, le désherbage a concerné la quasi totalité des surfaces, avec en moyenne 2 traitements. Moins de 10% des cultures ont reçu un insecticide ou un fongicide, mais au moins un traitement anti-limace a été appliqué sur près de 60% des surfaces (Agreste, 2004). Le désherbage mécanique (binage) est assez pratiqué (un peu moins de 30% des situations enquêtées, Agreste, 2004). En moyenne, moins de 10% des parcelles ont reçu un traitement fongicide en 2001 (Agreste, 2004). La protection contre le phomopsis, le mildiou, et dans une moindre mesure contre le sclérotinia, repose essentiellement sur l'utilisation de variétés tolérantes (Tableau 4.3-17). Comme pour le colza, un agent biologique est homologué pour lutter contre le sclérotinia (*Coniothyrium minitans*, commercialisé sous le nom de Contans®).

4.3.2.2. Cas de l'agriculture biologique

Principes généraux

En agriculture biologique, les performances techniques des systèmes de grandes cultures reposent avant tout sur la prévention des épidémies (au sens large, incluant tous les bio-agresseurs), le contrôle des adventices et l'équilibre azoté du système, notamment par l'utilisation de plantes fixatrices et/ou d'engrais verts (Askegaard *et al*, 1999). L'absence de moyens de protection par voie chimique (par l'utilisation de produits de synthèse) et/ou l'utilisation de productions génétiquement modifiées incite au développement de solutions agronomiques variées. La concurrence des adventices et les déficits azotés apparaissent comme les deux facteurs limitant majeurs en production céréalière, induisant une limitation des rendements (réduction des rendements accessibles) de 15 à 60% (Taylor *et al*, 2000, Barberi, 2002). De même, le développement important des grandes cultures biologiques conduit à s'intéresser aux moyens de contrôle naturels des maladies et ravageurs (van Bruggen, 1995).

En agriculture biologique, la protection des cultures est la résultante d'une combinaison judicieuse d'un ensemble de pratiques prophylactiques (limitation du risque d'apparition réduction du risque d'épidémie, *P*) et de contrôle des bio-agresseurs (utilisation de moyens directs pour réduire l'amplitude du risque en termes de pertes de récolte, *M*).

Les méthodes prophylactiques

Diversité d'espèces cultivées et rôle de la rotation

La diversité des espèces au sein de la rotation est un moyen efficace pour réduire les populations d'adventices (Bond et Grundy, 2001) et la présence et/ou la nuisibilité des bio-agresseurs (Finckh et Wolfe, 1998), tout en garantissant un maintien ou une amélioration de la productivité. La diversité végétale est particulièrement illustrée dans le cas de la gestion des adventices et des pathogènes végétaux.

Le contrôle des adventices est amélioré en alternant des cultures dont le cycle cultural occupe une position variable dans le calendrier (en particulier espèces semées en hiver et au printemps), ce qui contribue à diversifier leurs périodes de croissance (développement végétatif et croissance racinaire). De plus, l'alternance de différentes espèces conduit à une diversification des techniques d'implantation et de désherbage, qui contribue également à réduire les infestations de mauvaises herbes (Liebman et Davis, 2000). La diminution du potentiel semencier peut être assurée grâce à l'implantation de cultures fourragères (Davies *et al*, 1997). A l'inverse, la faible part de cultures fourragères (peu rémunératrices) en rotation céréalière conduit à une augmentation des adventices annuelles et à l'apparition d'espèces dominantes (l'augmentation de la densité d'une espèce induit une limitation de la diversité des autres espèces) difficiles à maîtriser (David, 2002). Les cultures à faible taux de couverture en phase végétative (comme le tournesol) ne peuvent assurer un contrôle efficace des adventices par ombrage. Dans des conditions d'alimentation hydrique satisfaisante, l'introduction de cultures intercalaires ou de semis sous couvert permet de couvrir l'inter-rang et d'accroître la compétitivité vis-à-vis des mauvaises herbes (Jobin et Douville, 1993).

La diversité des cultures au sein de la rotation permet également de rompre le cycle de champignons pathogènes responsables de certaines maladies du pied (piétin-verse et piétin échaudage des céréales, par exemple ; Colbach *et al.*, 1996) mais aussi foliaires (slérotinia par exemple). A l'inverse, la spécialisation des systèmes céréaliers biologiques, accompagnée d'une fréquence plus élevée de blé dans la rotation (culture dont le différentiel de prix par rapport au blé conventionnel est le plus important), augmente par conséquent le risque de contamination par les agents pathogènes. Une disposition spatiale raisonnée des cultures dans l'assolement permet également de limiter la transmission des maladies d'une culture à l'autre (par exemple, le risque de transmission de l'oïdium de l'orge d'hiver au blé). Par ailleurs, la présence de cultures variées dans le paysage conduit à une plus forte présence des ennemis naturels (insectes, les champignons, les bactéries et virus) des bio-agresseurs (Stacey, 2003).

Choix du cultivar et associations variétales

Ces choix ont des conséquences sur la gestion des adventices et des pathogènes. Certaines caractéristiques physiologiques telles que la dynamique de levée, la vitesse et la précocité de montaison, le port étalé des feuilles et la hauteur de paille permettent d'améliorer la compétitivité des cultivars vis-à-vis des adventices. Selon Rasmussen *et al.* (1999), la dynamique de levée et la croissance végétative initiale (avant stade tallage) sont deux critères à privilégier dans la sélection variétale à destination de l'agriculture biologique. De même, les espèces à feuilles larges et étalées semblent assurer une plus forte couverture au sol durant la période végétative (Eisele et Köpke, 1997). Le choix de variétés multirésistantes ainsi que les associations variétales (Finckh *et al.*, 2001) sont les techniques les plus efficaces fréquemment utilisées (12% de la sole céréalière biologique Française est semée en associations) pour limiter les maladies du feuillage (rouilles, oïdium, septoriose). En effet, les associations de variétés ayant des résistances complémentaires permettent de limiter la pression des maladies foliaire par un triple effet de barrière, de dilution de l'inoculum et d'induction de réactions de défense (Wolfe, 1985).

Les méthodes classiques de sélection des variétés ont permis, dans certains cas, d'obtenir des variétés résistantes à certains insectes ravageurs (par exemple, cas de la résistance aux sauterelles : Hinks et Olfert, 1992).

Cependant actuellement en France, les producteurs biologiques sont dépendants des génotypes sélectionnés en agriculture conventionnelle qui ne répondent pas complètement aux exigences de la filière et aux conditions de production spécifiques de l'agriculture biologique. Ainsi, comme le soulignent Lammerts van Bueren *et al.* (2002), il existe un réel besoin de sélection variétale adaptée aux conditions limitantes sous contraintes multiples, actuellement développée dans certains pays (Allemagne, Autriche, Suisse).

Associations interspécifiques

Les associations céréales – légumineuses à graines, fréquentes en agriculture biologique, permettent d'assurer un meilleur contrôle des mauvaises herbes que dans les cultures pures, particulièrement par rapport à la légumineuse pure (Bulson *et al.*, 1997 ; Hauugaard-Nielsen, 2001) du fait de la compétition vis à vis de la lumière : la densité globale de peuplement plus élevée et l'architecture complémentaire de la céréale et de la légumineuse permettent une fermeture plus rapide du couvert. La plus grande compétitivité vis-à-vis des adventices peut s'expliquer aussi par une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote par l'association qui limiterait alors la quantité de cette ressource pour les adventices. En jouant le même rôle que les associations variétales, les associations d'espèces permettent également de réduire les niveaux de maladies aériennes (Corre-Hellou, 2004).

Travail du sol et fertilisation

Le maintien de conditions favorables de croissance et l'absence de stress assurent une augmentation des défenses naturelles de la plante contre les bio-agresseurs (Tamis et Van den Brink, 1999). L'augmentation de la fertilité du sol, notamment grâce à des apports en matières organiques et un bon raisonnement des techniques culturales conduit à un meilleur contrôle des maladies et ravageurs (Altieri, 1995).

Selon certains auteurs (Hakansson, 1998; Rodriguez, 1999; Kouwenhoven, 2002), le labour est une pratique efficace pour contrôler l'émergence de certaines espèces annuelles (cas de *Alchemilla* sp., *Capsicum* sp.). A l'inverse, chaque intervention mécanique (labour, outils de reprise) provoque de nouvelles émergences (cas de *Chenopodium* sp. et *Papaver rhoeas*) en positionnant un nouveau lot de semences en surface et en modifiant les conditions ambiantes de la couche arable (réhumectation, modification de la structure interne). Selon Leblanc et Cloutier (1993), la technique du faux semis, fréquemment utilisée en agriculture biologique, permet une réduction de 67% du stock d'adventices annuelles automnales. Toutefois, il convient d'effectuer ces travaux dans des conditions de ressuyage optimal. En effet, la présence de conditions dégradées dans le sol en système céréalier favorise l'apparition d'espèces vivaces (ex. *Cirsium arvense*). Les techniques simplifiées sans labour semblent favoriser la prédominance de certaines espèces vivaces (ex. *Cirsium arvense*), ainsi que la concentration du potentiel semencier dans les horizons de surface (Peigné *et al.*, 2005).

En agriculture biologique, l'absence de produits systémiques pour lutter contre les adventices peut être compensée par des interventions mécaniques régulières, par des outils spécifiques (herse étrille, houe rotative, etc.). Cependant, le passage répété des outils de travail du sol, de désherbage et d'épandage conduit, en conditions pédo-climatiques défavorables, à la dégradation de l'état physique et biologique des sols (David et Gautronneau, 2002).

Le labour (20-30 cm de profondeur) semble intervenir sur le contrôle des pathogènes du sol (Katan, 2000), en enfouissant l'inoculum dans des couches de sol profondes. Lors d'application de techniques culturales simplifiées, les résidus de cultures maintenus au sol conduisent à un enrichissement minéral induisant une augmentation des niveaux de maladies et favorise certains ravageurs (principalement les limaces). A l'inverse, l'augmentation de l'activité biologique peut induire une limitation pathogènes du sol (Sturz *et al.*, 1997).

Les méthodes de lutte

Les pratiques de désherbage

Ces méthodes (mécanique – herse ou bineuse - ou thermique) permettent un contrôle des adventices sur l'année, notamment suite à l'amélioration des outils de désherbage et à la détermination des périodes et conditions optimales de passage. De nombreux travaux ont porté sur le développement des techniques de désherbage (Rasmussen et Ascard, 1995; Bond et Grundy, 2001; Barberi, 2002) mettant en évidence le rôle déterminant des conditions d'application (Welsh *et al.*, 1997, 1999 ; Bond et Lennartsson, 1999) sur la réussite de la technique. Le contrôle des espèces vivaces (*Cirsium arvense*, *Agropyron repens*) et/ou de certaines graminées (*Avena fatua*) reste le problème majeur en agriculture biologique, notamment dans le cas de rotations cérésières courtes. Les graminées à levées échelonnées et à germination profonde sont très peu affectées par la herse étrille. Leur contrôle ne peut être assuré qu'avec un blé biné semé à grand écartement (30-40cm). Les vivaces sont quant à elles maîtrisées de façon préventive (cf. ci-dessus). Ainsi, la maîtrise des adventices en système céréalier est perçue par les agriculteurs comme l'obstacle le plus important à la conversion à l'agriculture biologique (Beveridge et Naylor, 1999), comme le confirme d'ailleurs un diagnostic réalisé en parcelles agricoles (David *et al.*, 2005).

Le contrôle des ravageurs et des maladies cryptogamiques par l'utilisation de produits naturels

Concernant le contrôle des insectes ravageurs, la réglementation européenne autorise l'utilisation de substances d'origine végétale et d'extraits de plantes, dont les principaux sont la roténone et les pyréthrinés (cf. Tableau 4.3-18) afin d'agir sur certains insectes nuisibles (pucerons, chenilles). Leur manque de sélectivité rend leur utilisation dangereuse pour les populations auxiliaires (ex. : coccinelles, hyménoptère *Edovum puttleri*). En outre, leur efficacité sur les pucerons est largement mise en cause (Taupier-Letage, 2001). Une expertise est actuellement en cours pour évaluer les risques encourus lors de la pulvérisation de ce type de produits. L'usage de répulsifs et/ou fongicides d'origine naturelle (ex. : purin d'ortie) reste rare en production céréalière ; les pulvérisations doivent être fréquentes pour une efficacité limitée.

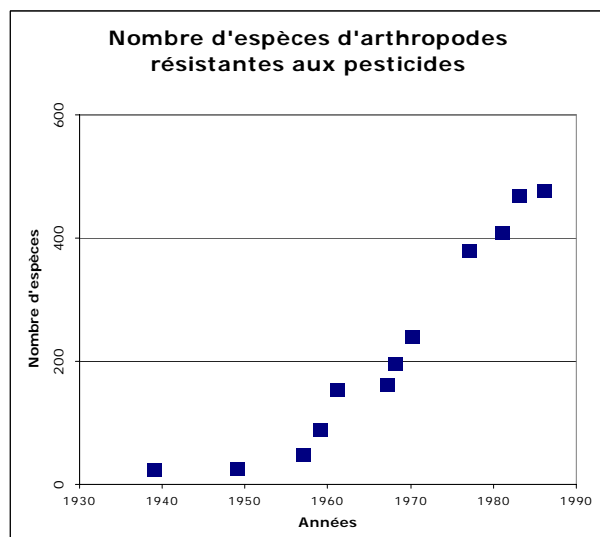
Concernant le contrôle des maladies, l'utilisation de cuivre et d'huiles minérales a été interdite depuis avril 2002 compte tenu du risque de toxicité survenue sur certaines productions (ex. vigne). Des programmes de recherche se développent donc sur les alternatives, telles que les extraits de plantes et l'utilisation du cuivre afin de garantir la lutte contre certaines maladies spécifiques (le mildiou de la pomme de terre et/ou de la vigne) (Monnet, 2001).

Substances
Acides naturels (ex : vinaigre)
Préparations d'algues
Préparations animales et huiles
Préparations bactériennes (p.ex., <i>Bacillus thuringiensis</i>)
Cire d'abeilles
Hydroxyde de calcium
Dioxyde de Carbone
Chitine nématocide (origine naturelle)
Chlorure de chaux
Marc de café
Sels de cuivre (ex : sulfate, hydroxyde, oxychlorure, octanoate)
Ethanol (alcool éthylique)
Préparations fongiques
Gélatine
Préparations Homéopathique
Insectes (stérilisés)
Lécithine
Souffre de chaux (calcium polysulfure)
Neem (<i>Azadirachta indica</i>)
Parasites, prédateurs et insectes stérilisés
Phéromones
Huiles végétales
Extraits de plantes
Bicarbonate de potassium
Permanganate de potassium
Propolis
Pyrethre (<i>Chrysanthemum cinerariaefolium</i>)
Quassia (<i>Quassia amara</i>)
Chaux vive
Roténone (<i>Derris elliptica</i> , <i>Lonchocarpus</i> spp.)
Ryania (<i>Ryania spiciosa</i>)
Sabadilla
Sel de mer et eau salée
Silicates (ex: silicate de sodium, quartz)
Savon (doux)
Bicarbonate de sodium (soda)
Thé de tabac
Préparations virales (p. ex., granulosis virus)

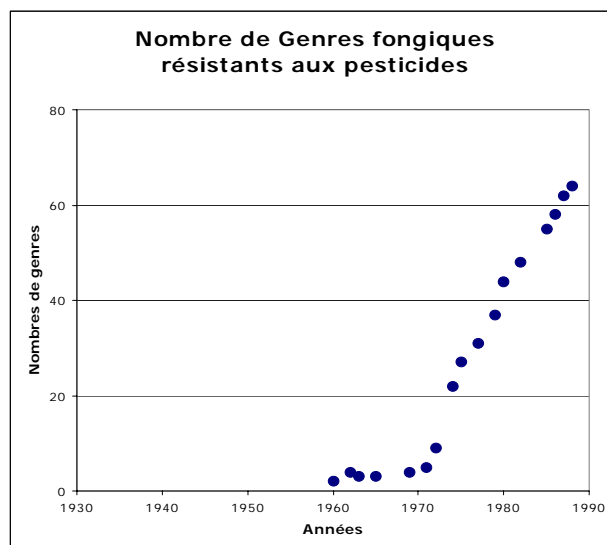
Tableau 4.3-18. Liste des produits autorisés pour la production végétale biologique
Issu de CODEX ALIMENTARIUS guidelines for the production, marketing and labeling of organically produced foods

4.3.2.3. Durabilité de l'efficacité des méthodes de lutte

La question de la durabilité des méthodes de contrôle des bio-agresseurs concerne l'ensemble des instruments opposant à un bio-agresseur un obstacle total à sa dynamique. Ces instruments incluent donc certaines résistances végétales aux bio-agresseurs (les résistances complètes) et la plupart des pesticides (herbicides, nématocides, fongicides, insecticides, antibiotiques). L'histoire de l'agriculture mondiale est riche d'exemples où l'emploi de tels instruments se traduit initialement par des résultats prometteurs, ou des succès importants, mais qui sont temporaires, et, à échéance variable, des échecs. La figure 4.3-1 illustre le problème dans le cas des insecticides et des fongicides.



(Source : Delp, 1988)



(les genres présentant des résistances multiples sont répétés)
Source : Delp, 1988)

Figure 4.3-1. Evolutions mondiales des nombres d'espèces d'insectes résistants aux insecticides et des nombre de genres fongiques résistants aux fongicides

La durabilité de l'efficacité des méthodes de lutte contre les bio-agresseurs est une question à la fois générique et importante. L'adaptation des populations à des méthodes de contrôle est bien documentée pour la lutte chimique contre les mauvaises herbes (Valverde et Itoh, 2001; Vaughn, 2003), les champignons et les bactéries (Ogawa *et al.*, 1977; anonyme, 2004), et les insectes (Denholm *et al.*, 1999; Elzen et Hardee, 2003). En France notamment, des résistances à différents fongicides sont apparues à des degrés divers dans de nombreuses populations de champignons phytopathogènes : *Tapesia yallundae* (principal agent causal du piétin-verse des céréales)/triazoles, prochloraz ; *Blumeria graminis* et *B. hordei* (respectivement responsable de l'oïdium du blé et de l'orge)/triazoles, morpholines-pipéridines-spirocétalamines, strobilurines, cyprodinil, quinoxyfen ; *Septoria tritici* (agent responsable de la septoriose du blé)/strobilurines, triazoles ; *Helminthosporium teres* (agent causal de l'Helminthosporiose de l'orge)/triazoles ; *Rhynchosporium orthosporum* (agent causal de la rhynchosporium de l'orge)/triazoles (IDM, inhibiteurs de la synthèse des stéroïdes) (Leroux, 2003; Anonyme, 2004) ; *Sclerotinia sclerotiorum* (agent causal de la sclérotiniose du colza, tournesol, pois, haricot, féverole...)/ benzimidazoles (Anonyme, 2003). De même, les cultures d'OGM contrôlant différents insectes peuvent également conduire à l'apparition de résistances chez les populations visées (Raman *et al.*, 1994; Laxminarayan and Simpson, 2002). Enfin, les résistances obtenues par amélioration génétique peuvent également perdre leur efficacité, parfois en quelques années, dans le cas de champignons (McDonald et Linde, 2002; Parlevliet, 2002), de bactéries (Parlevliet, 2002), ou de virus (Parlevliet, 2002; García-Arenal et McDonald, 2003). Il apparaît donc indispensable de développer des stratégies pour (1) prévenir les accidents que provoquent les contournements de ces méthodes de contrôle par les populations de bio-agresseurs, et (2) préserver l'efficacité des méthodes de lutte contre les organismes phytopathogènes.

En ce qui concerne l'apparition de résistance à des familles de molécules utilisées pour la protection phytosanitaire des cultures, les recommandations portent souvent sur une limitation de la pression de sélection exercée par alternance et/ou mélange des molécules (Leroux, 2003; Anonyme, 2004). De manière similaire, pour les résistances variétales, outre les stratégies au niveau de la construction du matériel génétique (tel le pyramidage, McDonald et Linde, 2002), trois grands types de stratégies ont été proposés pour préserver l'efficacité des résistances variétales aux organismes phytopathogènes. Ces stratégies consistent généralement à i) adapter la proportion des variétés résistantes dans une région donnée, sans tenir compte de la répartition des variétés (Kiyosawa, 1982; Shi-Mai, 1991; van den Bosch et Gilligan, 2003), ii) utiliser des associations variétales (Browning, 1974; Wolfe, 1985;

Lannou et Mundt, 1997; Mundt, 2002), ou iii) alterner des résistances dans le temps et l'espace (Kiyosawa, 1982; Holt et Chancellor, 1999).

Comme le montrent ces exemples, toute méthode de contrôle exerçant une forte pression de sélection sur les populations visées (telle la lutte chimique ou l'utilisation de résistances spécifiques totales) est généralement amenée à perdre de son efficacité au fur et à mesure que son usage se généralise. Cependant, la combinaison de méthodes de contrôle génétiques, culturales, biologiques, physiques, et chimiques, permettrait de préserver l'efficacité d'éléments de contrôles certes efficaces mais vulnérables compte tenu de la pression de sélection qu'ils exercent. Ceci a notamment été démontré expérimentalement dans le cas de la gestion de la résistance du vulpin (*Alopecurus myosuroides*) aux aryloxyphenoxypropionates (fops) en adaptant l'ensemble du système de culture (Chauvel *et al.*, 2001).

4.3.3. Les alternatives aux pratiques actuelles en grandes cultures

4.3.3.1. Raisonement de la lutte chimique

Nous envisageons ici la lutte chimique contre les adventices, en tant qu'exemple clé de bio-agresseurs des grandes cultures. La mise en oeuvre de seuils (voir la partie 4.1, où la notion de seuil, sa définition, et les limites de l'utilisation pratique des seuils sont discutées) et de périodes d'intervention basées sur l'observation de la densité des adventices ou de leur recouvrement dans la culture est une voie privilégiée de raisonnement du désherbage de post-levée en grande culture (Cussans *et al.*, 1986). Elle doit permettre d'éviter le désherbage en deçà de certaines densités et en dehors de certaines périodes critiques.

De nombreuses valeurs expérimentales de seuils de nuisibilité (assez cohérentes quoique entachées d'une certaine variabilité entre sites et années, surtout en blé d'hiver et pour les principales mauvaises herbes) permettent de constituer déjà un référentiel adéquat pour l'aide à la décision (Wilson, 1986 ; Zanin *et al.*, 1993). Cependant, ces seuils n'ont qu'une portée limitée, car la période de levée de l'adventice modifie beaucoup l'issue de la concurrence.

Des expérimentations ont été mises en place pour tester l'intérêt de stratégies annuelles de désherbage basées sur les seuils de nuisibilité économiques. Marshall (1987) en Angleterre et Wahmhoff (1990) en Allemagne concluent à l'intérêt économique d'une approche utilisant les seuils de nuisibilité, par rapport à la pratique habituelle des agriculteurs, basée sur les traitements d'assurance. Par contre, la pratique des seuils de nuisibilité en céréales, amenant certaines années à des impasses de traitement, peut conduire, après quelques années, à un plus fort salissement que la pratique systématique d'un désherbage chimique à dose réduite en céréales (Davies *et al.*, 1993).

Par ailleurs, la mise en pratique des seuils de nuisibilité pose au moins deux problèmes de décision : (1) le temps passé à estimer les populations, surtout aux faibles densités, peut être rédhibitoire. L'estimation de la densité d'une espèce, proche de celle du seuil de nuisibilité, nécessite 18 stations par hectare pour une précision de 30%, ce qui n'est pas compatible avec l'emploi du temps d'un agriculteur (Marshall, 1987). La prise de décision doit découler d'un indicateur plus global (par exemple, taux de recouvrement adventice), ce qui relativise la précision exigée sur le seuil de référence ; (2) la densité moyenne ne permet pas de rendre compte des distributions agrégées (taches) qui caractérisent la plupart des infestations.

Le concept de seuil de nuisibilité économique est au cœur de nombreux modèles bio-économiques d'aide à la décision (surtout aux USA) bien que ce concept se soit moins facilement imposé que pour les insectes et que l'usage des modèles pose toujours de nombreux problèmes pratiques de mise en oeuvre (Wilkerson *et al.*, 2002).

Si l'utilité des seuils de nuisibilité est reconnue pour des décisions annuelles, il est plus difficile d'en apprécier les coûts et bénéfices sur le long terme. Munier-Jolain *et al.* (2002) ne mettent pas en évidence de différences de fréquence de traitement sur le long terme pour des seuils entre 0,01 et 100 plantes par m², relativisant ainsi la précision de la valeur seuil. La notion de seuil de nuisibilité à long terme (plus faible que l'annuel) a été introduite afin d'intégrer le risque de production semencière (Cussans *et al.*, 1986). Un seuil de sécurité peut être défini pour inclure le risque de mauvaise

efficacité des herbicides. Dans la pratique, il est probable que l'agriculteur appliquera un seuil visuel subjectif, dépendant de considérations "esthétiques" ou d'un souci de maintien de la fertilité. En céréales, il est justifié d'intervenir en présence de gaillet ou de folle-avoine d'automne, car leurs seuils de nuisibilité sont bas (1-5 plantes par m²) et leur démographie explosive, d'autant plus que la succession est chargée en cultures d'hiver et le travail simplifié. Par contre, en présence de dicotylédones basses (seuil de 50-150 plantes par m²), plutôt qu'un désherbage d'entretien systématique, on peut envisager des impasses dans des conditions bien définies (succession peu chargée en cultures d'hiver, alternance des modes de préparation, levées tardives) sans risque pour les cultures suivantes (Debaeke, 1993).

La construction de programmes de désherbage adaptés au type de sol, à la flore présente (densité, composition, distribution spatiale) voire à l'objectif de production s'est développée également. Des tableaux de bord pour le raisonnement du désherbage du blé sont proposés pour les principales régions françaises et l'on note un progrès dans la fourniture d'éléments de raisonnement pour l'agriculteur, en particulier la prise en compte des jours disponibles pour désherber (Massé et Jouy, 1994).

En blé d'hiver, l'utilisation de faibles doses d'herbicides sur adventices peu développées permet d'obtenir des rendements voisins de ceux que l'on obtient avec les pratiques de désherbage habituelles. Salonen (1992) montre ainsi que la diminution par 2 des doses recommandées en céréales pour certains herbicides anti-dicotylédones diminue l'efficacité du traitement de 5 à 15%. Par contre, les risques de salissement résiduel à la récolte sont plus importants, avec des conséquences négatives sur l'humidité du grain ou le temps de récolte. L'avancée des dates de traitement (post-levée précoce en blé d'hiver), calée sur le stade de la céréale, permet de réduire les doses (jeunes adventices) et de détruire les espèces les plus compétitives mais peut justifier d'un traitement complémentaire dans le cas de levées plus tardives (type de flore lié à l'histoire culturale, conditions climatiques). A plus long terme, le risque d'apparition de résistances est-il augmenté par rapport à des traitements moins fréquents mais à dose plus élevée ? Selon Beckie et Kirkland (2003), la proportion d'individus de folle-avoine résistants aux traitements de post-levée diminue dans la population semencière dès lors qu'on diminue les doses herbicides d'un tiers.

Le développement des possibilités de traitement à pleine dose sur le rang (où la compétition est la plus forte) et de binage mécanique de l'inter-rang permet de diminuer les doses d'herbicides à l'hectare tout en assurant un désherbage efficace des cultures à large écartement (maïs, tournesol). De bons résultats ont été obtenus sur maïs en France, aux USA et au Canada (Leblanc *et al.*, 1995). La limitation n'est probablement pas technologique mais plutôt économique (investissements) ou liée à l'organisation du travail (temps de travail supérieur dès lors qu'on inclut des interventions mécaniques). L'expérience menée en fermes expérimentales aux Pays-Bas (Post et Wijnands, 1993) montre que si l'on réduit par 2 ou 3 les coûts de désherbage directs en conduite intégrée, on double, dans certains cas les passages en végétation, ce qui peut poser d'autres problèmes en terme de structure du sol, de coût énergétique, et de temps de travail.

Le développement technologique associé à l'agriculture de précision permet d'envisager des solutions basées sur la reconnaissance automatisée des adventices et un traitement de post-levée extrêmement localisé. Selon Gerhards et Christensen (2003), les quantités d'herbicides utilisées pendant 4 ans sur 4 cultures (maïs, betterave, blé, orge) ont diminué de 10 à 90%.

Ces techniques obligeront à bien préciser les règles de décision pour l'application des traitements. Ces innovations ne dépassent pas encore le stade de la recherche.

4.3.3.2. Apports de l'amélioration génétique

C'est à l'encontre des maladies infectieuses que la sélection variétale a porté le plus de fruits. Parallèlement à la création de variétés résistantes ou tolérantes aux bio-agresseurs, la recherche s'intéresse à la gestion de ces résistances afin d'en préserver la durabilité autant que possible.

La durabilité d'une résistance dépend :

- (1) des gènes impliqués et de leur fonction,
- (2) de la capacité d'adaptation de la population pathogène, et
- (3) de la façon dont les résistances sont utilisées au champ, c'est-à-dire de la manière dont les gènes de résistance sont déployés dans le temps (rotations des résistances au cours des cycles successifs) et dans

l'espace. Ces trois domaines font l'objet de recherches très actives en France et dans le monde; elles font écho à des questions très actuelles de biologie à l'échelle des populations.

La culture sur de grandes surfaces d'un petit nombre de variétés faisant appel à des gènes de résistance très spécifiques est susceptible de conduire en quelques années à la sélection de nouvelles races de parasites capables de les surmonter. Un exemple récent est le contournement du gène de résistance Yr17 du blé à la rouille jaune, très utilisé en sélection, contourné en 3 à 5 ans, et qui a été à l'origine de graves épidémies en Europe de l'Ouest ces dernières années (Bayles *et al.*, 2000). De même, l'efficacité du gène de résistance spécifique Rlm1 dans le cas du phoma du colza, a fortement diminué au fur et à mesure du déploiement de la résistance dans les principales zones de production françaises (Rouxel *et al.*, 2003). Un autre exemple concerne le contournement régulier de la résistance verticale au mildiou du tournesol par l'apparition de nouvelles races physiologiques (Tourvieille *et al.* 2004). Tous ces exemples constituent des illustrations du "*boom-and-bust cycle*" largement décrit dans la littérature (Zadoks et Schein, 1979).

Ces situations de confrontation gène-pour-gène ne sont pas systématiques. En réalité, un grand nombre de résistances s'expriment sur un mode incomplet, c'est-à-dire qu'elles n'empêchant pas l'établissement et le développement de populations de bio-agresseurs, mais qu'elles sont suffisantes pour que les épidémies ne se traduisent pas par des dommages importants. Autant la sélection tournée exclusivement vers des résistances incomplètes est difficile et coûteuse (Zadoks et Schein, 1979, Parlevliet, 1979), autant la sélection de variété incluant, parmi d'autres traits, des éléments d'une résistance partielle, sont fréquents. De ce fait, la résistance partielle à un ensemble de bio-agresseur est un caractère probablement très répandu, et dont les bénéfiques sont souvent très mal reconnus, alors que paradoxalement, ils sont sans doute très importants. Le cas des blés rustiques (cf. ci-dessous; Rolland, 2003) en est une claire illustration.

Les contournements de résistance sont d'abord dus au caractère complet des résistances exprimées. Une première démarche concerne le point 1 ci-dessus, et débouche sur la recherche de résistances intrinsèquement durables du fait de leur mode d'expression. Certains traits de résistance de l'hôte, qui ne correspondent pas nécessairement à un gène ou un locus particulier du génome, mais à plusieurs, se traduisent par des résistances partielles, ou incomplètes, qui souvent s'avèrent plus stables, parce que plus difficilement contournables par la biologie des populations de bio-agresseurs (Parlevliet, 1979). Une illustration récente de cette logique est constituée par l'utilisation de variétés rustiques de blé d'hiver présentant différents niveaux de résistances incomplètes, et qui, dans le cadre d'itinéraire à faible niveau d'investissement (et à faible niveau d'intrants), génèrent des rendements acceptables, des performances en qualité au moins égales aux variétés conventionnelles menées à haut niveau d'intrants (dont chimiques), et des marges économiques généralement meilleures que celles associées à des itinéraires techniques intensifs conventionnels (Rolland *et al.*, 2003).

Le contournement d'une résistance est ensuite dû à une faible diversité génétique — ou, plus exactement, à une faible diversité des résistances (complètes) déployées. Une approche consiste à associer dans une même parcelle des variétés à bonne potentialités compatibles sur le plan agronomique (port, précocité) et technologique (qualité du grain) mais différant par leurs sources de résistance. L'idée n'est pas nouvelle (Jensen, 1952) mais son application est encore restreinte en France. Cette solution a été préférée à la culture de variétés en mosaïques et à la sélection d'isolignées ne différant que par les gènes de résistance car le fond génétique est plus diversifié par le choix de variétés (Wolfe, 1985 ; Mundt, 2002). Les associations variétales sont destinés à ralentir la vitesse des épidémies de maladies foliaires polycycliques (sur blé : rouilles brune et jaune, septorioses) et n'ont pas d'effets connus sur les maladies d'origine tellurique (piétin-verse) (de Vallavieille-Pope *et al.*, 1991 ; Saur et Mille, 1997). L'association 1/3 de plantes sensibles et 2/3 de résistantes (associant 3-5 variétés) (1) augmente l'interception de propagules par des plantes non sensibles, (2) réduit la probabilité d'un propagule d'entrer en contact avec un hôte sensible, et (3) génère une résistance induite (ou prémunition) par le contact de plantes sensibles avec des spores avirulentes.

Les associations variétales de blé sont utilisées à grande échelle en Suisse, au Danemark, en Allemagne, en Pologne et aux USA dans le cadre d'une agriculture conventionnelle et les débouchés peuvent concerner la panification ou la malterie. Les arguments sont autant économiques qu'environnementaux. Dans le contexte français, le débouché immédiat, actuel, des variétés en

association est l'alimentation du bétail car les livraisons pour la panification imposent la traçabilité à laquelle l'utilisation de variétés pures est actuellement associée.

Il a été montré que ces associations variétales (céréales pour l'essentiel) peuvent être composées à faible coût (ferme, coopérative) et qu'elles permettent autant un bon contrôle des maladies qu'une stabilité du rendement même dans les situations à faibles risques parasitaires (Finckh et Wolfe, 1998). Des gains de rendement sont généralement observés par les associations dès lors que les épidémies sont plus fortes (orge de printemps au Danemark : +1-7% par rapport aux variétés cultivées pures dans les essais non traités : 20 ans - 230 expérimentations ; 10% de la sole ; 50 mélanges autorisés). Des économies de fongicides sont également attendues : réduction de 1 à 2 traitements pour des rendements similaires (Mille et de Vallavieille-Pope, 2001), soit la possibilité d'une culture exempte d'applications fongicides dans beaucoup de contextes. La diversité au sein d'une association permet également une répartition des risques agronomiques et pathologiques (gel, qualité, stabilité du rendement) ce qui est un atout pour les systèmes à bas niveaux d'intrants. La durabilité de la résistance d'ensemble d'une association variétale reste encore peu étudiée et difficile à prévoir. Il semblerait cependant que le maintien d'une résistance d'ensemble soit meilleur dans le cas d'une association. La composition des mélanges peut être ajustée en fonction de l'évolution des populations parasites.

Ces exemples montrent clairement que les mélanges variétaux pourraient être utilisés à grande échelle (et étendus à d'autres cultures que les céréales) mais qu'il reste à définir les mélanges (aptitude à l'association) et la durabilité des résistances employées. Des tentatives ont été lancées en France en partenariat avec des groupements d'agriculteurs, des Chambres d'Agriculture et des meuniers (cf. Programme Pesticides - MEDD). D'autres bio-agresseurs comme les nématodes pourraient être contrôlés selon ce même principe.

Il n'apparaît pas, en France tout au moins, de sélection explicite pour des critères de compétitivité vis-à-vis des adventices (sélection en parcelles désherbées, difficulté de disposer de populations adventices homogènes même semées, créneau plus étroit que pour les maladies). Deux types de critères ont été pris en compte pour la sélection du riz en Asie du Sud et du Sud-Est au cours des 40 dernières années : des idéotypes à morphologie permettant une plus grande compétitivité (vis-à-vis de la lumière) à l'encontre des adventices, et, beaucoup plus récemment, des effets d'allélopathie. Des travaux récents ont néanmoins été menés en France pour évaluer les possibilités de suppression des adventices par le choix variétal (blé, pois) en particulier en vue de l'agriculture biologique. Les effets variétaux peuvent être très marqués en céréales (Christensen, 1995 ; Debaeke *et al.*, 1997). Diverses caractéristiques ont été mises en évidence à cette occasion, pour les céréales à paille : précocité de montaison, hauteur de tige, port des feuilles, aptitude au tallage, notamment. Les catalogues variétaux ne fournissent pas toujours ces critères, qui pourtant permettraient de raisonner plus globalement le choix variétal.

4.3.3.3. Les méthodes de lutte biologique

Les différents développements qui ont eu lieu jusqu'à présent en lutte biologique ont conduit à des résultats parfois satisfaisants. Par exemple, une société française, Biotop, en partenariat avec l'INRA a développé et commercialise des méthodes de lutte biologique contre des insectes nuisibles qui sont couramment utilisés en France, en Allemagne et en Suisse. En 2001, près de 15% des surfaces de maïs traitées contre la pyrale (de l'ordre de 500 000 ha) ont été protégées par des trichogrammes (*Trichogramma brassicae*), micro-hyménoptères parasitoïdes d'*Ostrinia nubilalis* (Frandon *et al.*, 2002). Cependant, la lutte biologique n'est pas la panacée susceptible de protéger l'ensemble des cultures contre tous leurs ennemis (Riba et Silvy, 1993). Sur 600 projets portant sur des lâchers de prédateurs ou de parasitoïdes, seulement 16 % ont permis de réduire significativement la taille des populations visées de manière à remplacer les insecticides conventionnels (Myers *et al.*, 1989). De même, Ferron (2000) rapporte que seulement 421 sur 4769 introductions d'organismes auxiliaires contre des insectes ravageurs se sont révélées économiquement satisfaisantes et que ce taux était de 73 sur 692 dans le cas des mauvaises herbes (d'après Greathead, 1995). La lutte biologique contre les maladies des plantes n'en est encore qu'au stade de la recherche le plus souvent et les produits commercialisés sont rares (Alabouvette *et al.*, 2003). La difficulté à mettre au point ces techniques

s'explique certainement par la complexité de l'écologie des systèmes fongiques (Zadoks, 1993b). Au-delà du parasitisme et de la prédation, les champignons peuvent mettre en œuvre des mécanismes d'antibiose et sont en compétition pour les micro-nutriments. En France, une seule spécialité est disponible pour lutter contre les maladies dues à des champignons à sclérotés (*Coniothyrium minitans*, commercialisée sous le nom de Contans) (Penaud, 2004).

Les raisons de la faible utilisation des méthodes de lutte biologique en grandes cultures sont multiples. Tout d'abord, il y a bien sûr la faible disponibilité des méthodes disponibles, qui concernent essentiellement la lutte contre les arthropodes. Si certaines méthodes se sont révélées prometteuses au niveau de l'expérimentation au laboratoire, ou même au champ, il faut que l'agent biologique puisse être produit en grande quantité et à faible coût, de manière à permettre sa commercialisation. De plus, même si une méthode de lutte biologique se révèle prometteuse lors d'expérimentations, l'ensemble du système de culture n'est quasiment jamais pris en compte lors de la phase de développement. Or, les conditions environnementales, sous l'influence des pratiques agricoles, influencent fortement le comportement des auxiliaires (Zadoks, 1993b). L'étude de cette interaction est nécessaire et devrait faire l'objet de recherches spécifiques pour permettre un développement plus efficace de méthodes de lutte biologique en grandes cultures.

4.3.3.4. Lutte physique

Hormis le désherbage mécanique, la lutte physique n'est quasiment pas utilisée en grandes cultures, certainement pour des raisons de coûts et/ou d'efficacité partielle. A terme, cette méthode de lutte devrait néanmoins occuper une place significative dans les programmes de protection intégrée. En effet, les recherches dans ce domaine sont très récentes (à partir des années 1990) et n'ont pas bénéficié des mêmes efforts que la lutte chimique, la lutte génétique ou même la lutte biologique (Panneton *et al.*, 2000).

Le rôle du désherbage mécanique en végétation est de détruire les levées précoces (donc concurrentielles pour la culture) et de ne permettre que des levées qui seront contrôlées par le couvert, tout en limitant le nombre de plantes cultivées détruites par l'action des outils (sélectivité, Rasmussen, 1990). Les recherches actuelles vont dans le sens d'un meilleur raisonnement des choix d'outils, des conditions d'intervention et des fréquences de passage. L'utilisation de bineuses et de sarceuses oblige à reconsidérer les écartements et plus généralement la structure de peuplement. Par contre, le recours aux herbes à dents flexibles en céréales permet de conserver l'écartement, sans dégâts majeurs pour la culture (Real *et al.*, 1993). Le désherbage mécanique peut-il être exclusif ou complémentaire du désherbage chimique ? Les principales limites de cette technique sont connues : (1) le temps de travail est supérieur à celui d'une pulvérisation ; ainsi, en tournesol, on évalue à 1 heure par ha le temps nécessaire à une intervention au stade cotylédons à l'aide d'une bineuse 6 rangs ; (2) l'efficacité, limitée à l'inter-rang, est insuffisante : entre 75 et 85% de plantes détruites ; (3) la sensibilité de la technique aux aléas climatiques est importante, tant pour la portance que pour l'efficacité de l'opération (en particulier, lors de conditions trop humides) ; enfin, (4) le désherbage mécanique nécessite l'acquisition d'un matériel spécifique et souvent coûteux. En dehors de l'agriculture biologique, il s'agit plutôt d'une technique de complément (ou de rattrapage) utilisée en présence d'espèces résistantes ou lors de conditions sèches peu favorables à l'efficacité des traitements de prélevée (maïs, sorgho, tournesol), qui, dans un contexte d'agrandissement des surfaces, ne paraît applicable qu'avec un meilleur contrôle de l'action des outils, réduisant le temps de passage et l'attention nécessaire. L'efficacité du désherbage mécanique, très dépendante du type de sol et des conditions d'humidité, ne permet pas de fonder le programme de désherbage sur cette seule intervention, car le désherbage mécanique exclusif ne peut contrôler efficacement de fortes infestations, comme on en rencontre en agriculture biologique (Rasmussen, 1993). Cependant en céréales l'usage de la herse "peigne" combiné à une augmentation de l'écartement entre rangs permet un bon contrôle de la flore avec des possibilités d'intervention 'sélective' jusqu'à fin tallage et une vitesse d'intervention compatible avec l'organisation du travail.

4.3.3.5. Les méthodes de contrôle cultural

Ces méthodes, qui dont les effets sont bien connus, au moins qualitativement, sont peu utilisées dans l'agriculture française avec des objectifs explicites de protection des cultures et de régulation des populations de bio-agresseurs.

- *Le choix d'une succession de cultures diversifiée*

Les systèmes de culture traditionnels ont largement pratiqué la rotation des cultures pour maintenir la fertilité du sol, pratiquant l'alternance de cultures "étouffantes" ou "nettoyantes" et de cultures plus sensibles au salissement par les adventices.

L'alternance des cycles culturaux, des positions et des durées d'interculture, des matières actives employées, des types de couverts et des profondeurs de travail du sol, évite en général la sélection d'une flore spécialisée et concurrentielle (Debaeke, 1990). L'introduction d'une prairie temporaire (3-4 ans), qui maintient enfouies les semences de mauvaises herbes, permet également de réduire la densité d'espèces à stock transitoire, souvent concurrentielles (Sebillotte, 1980). Seules les espèces à stock persistant conservent la possibilité de réinfester les cultures suivantes. A l'opposé, la monotonie des cycles culturaux et des stratégies de désherbage (cas de la monoculture de céréales à paille ou de maïs) sélectionne un petit nombre d'espèces, levant avec la culture et dispersant leurs semences avant la récolte. Une flore à cycle bien calé sur celui de la culture, ayant développé des résistances aux herbicides appliqués chaque année, bénéficiant de la disparition de la flore à cycle tardif, conduit à une utilisation plus intensive des herbicides et peut remettre en cause la succession des cultures en l'absence de solution technique acceptable.

L'adoption d'une rotation combinant différents modes de préparation du sol, est une des recommandations de base de l'agriculture intégrée. Il est en effet souvent plus facile de régler certains problèmes de désherbage dans une autre culture lorsque la sélectivité de l'herbicide n'est pas assurée. Ainsi, dans une rotation maïs-soja, la lutte contre les dicotylédones est mieux assurée dans le maïs, alors que les graminées estivales sont plus efficacement détruites dans le soja. Il est plus aisé de lutter contre le chardon des champs dans un blé que dans un tournesol. La succession des cultures est à considérer en relation avec le type de travail du sol. La pratique des agriculteurs, à qui le contexte économique impose une flexibilité dans le choix de la culture, va dans le sens d'un abandon de la rotation à vocation agronomique au profit d'une succession des cultures guidée par les opportunités et les contraintes du marché, par les réglementations, par les soucis d'organisation du travail ou de disponibilité en eau d'irrigation. L'assolement est davantage raisonné que la rotation des cultures. La préconisation d'une rotation diversifiée, fixe sur 4-5 ans, paraît peu compatible avec ces exigences. L'introduction de la jachère annuelle a également bouleversé le raisonnement de la rotation et introduit de nouvelles contraintes sur le désherbage.

Les premières estimations de salissement en jachère spontanée étaient inquiétantes (Rodriguez et Mamarot, 1995) : elles ont fait craindre la nécessité d'une pression herbicide accrue sur les cultures suivantes alors que les efforts de désherbage pratiqués depuis plusieurs années pouvaient permettre d'envisager des réductions de traitement. Le semis de graminées ou de crucifères permet de contrôler plus efficacement la production semencière sur la jachère et les agriculteurs se sont orientés aujourd'hui vers ces pratiques malgré les coûts d'implantation et de destruction du couvert (SCEES). De même, la pratique des cultures intermédiaires, semées à l'automne, qui remplit des fonctions de pièges à nitrates ou d'engrais verts, permet également de limiter le reverdissement de la parcelle lors d'hivers doux et humides, prévenant ainsi des risques de grenaison avant le semis de la culture de printemps.

Le choix de la succession des cultures permet également de minimiser l'impact de certains champignons pathogènes. Ainsi, le colza est-il réputé être une bonne tête de rotation car il permet notamment de rompre le cycle des maladies céréalières (CETIOM, 2004). De plus, des phénomènes allélopathiques pourraient également contribuer à expliquer l'"effet précédent" des cultures, par une libération de composés chimiques ayant un effet direct sur la culture suivante ou sur ses bio-agresseurs (Doré *et al.*, 2004). L'allongement du délai de retour de certaines cultures permet de limiter la

constitution d'un inoculum (maladies telluriques) ; c'est le cas pour les maladies du pied des céréales ou pour le phoma du colza dont les mycélium se conservent sur les résidus de récolte. L'augmentation du risque de piétin échaudage dans le cas des systèmes à forte proportion de céréales à paille est bien documentée. Il en va de même de l'augmentation du sclerotinia dans les systèmes où pois, colza, tournesol ou soja sont souvent présents. L'objectif est de limiter la fréquence des cultures hôtes dans la succession.

- ***Le raisonnement de la date de semis***

Il est difficile de prédire les effets de la date de semis sur la levée des adventices et l'issue de la concurrence avec la culture. Une levée rapide et régulière de la culture favorise le contrôle ultérieur des adventices, ce qui renvoie au raisonnement de la date optimale de semis vis-à-vis de la température et de l'humidité du sol. Un semis trop précoce au printemps (betterave, tournesol) peut entraîner un développement d'adventices peu exigeantes en température. A l'inverse, un semis tardif de céréales d'hiver permet de bien contrôler la flore automnale et de repousser la vague de levée principale vers le printemps, alors que le couvert cultivé est bien installé. Un retard de semis interfère avec d'autres risques : réduction de la durée de végétation (semis d'hiver), déplacement du cycle vers des périodes à plus fort risque de déficit hydrique ou d'excédent thermique (semis de printemps). Comme pour les autres techniques, la décision de date de semis doit résulter d'une approche multicritère, qui confronte le risque de salissement par les adventices aux autres facteurs limitants et aux contraintes du système de production, éléments qui sont généralement déterminants pour la décision finale.

Le choix de la date de semis peut également jouer un rôle important sur la maîtrise des maladies, par évitement des périodes de forte dispersion des spores lors des phases de plus grande sensibilité de la culture comme dans le cas du phoma du colza (Aubertot *et al.*, 2004) ou du phomopsis du tournesol (Debaeke *et al.*, 2001). De plus, retarder le semis limiter généralement le développement végétatif de la culture et permet donc de se situer dans des conditions climatiques moins propices à l'infection.

- ***Le raisonnement de la densité de semis***

L'augmentation des densités de semis - voire la réduction des écartements entre rangs - permet certes d'économiser des herbicides par la couverture précoce du sol qui augmente la mortalité des plantules, réduit la croissance et limite la production semencière des adventices (Andersson, 1986). Mais, une forte densité de peuplement favorise la propagation de certaines maladies cryptogamiques chez le blé et le tournesol (proximité des pieds, maintien de l'humidité sous couvert) et augmente les risques de verse. Par ailleurs, en conditions sèches, il peut en résulter également une consommation trop rapide de la réserve en eau du sol. Enfin, le coût supplémentaire des semences peut être important. Le choix d'une variété moins couvrante ou d'une plus faible densité devra alors s'accompagner d'un écartement plus grand permettant le binage. Si le type de sol ou le climat ne permet pas de garantir une lutte mécanique satisfaisante, il faudra opter pour des écartements réduits en choisissant plutôt des variétés tolérantes aux maladies.

- ***Le raisonnement des apports d'eau et d'azote***

Une augmentation du pouvoir concurrentiel de la culture au détriment de l'adventice peut être obtenue par une fertilisation azotée bien calée sur les besoins de la culture. Ainsi l'efficacité des apports d'azote pour la culture peut être augmentée si l'on tient compte du type de flore de la parcelle (en particulier, la précocité de développement et la morphologie des adventices) (Angonin, 1995). Par ailleurs, le désherbage du blé se justifie à des niveaux de densité d'autant plus faibles que les parcelles sont plus fertilisées. Par contre, en parcelle dont la fertilisation est raisonnée, on peut s'attendre à une plus forte mortalité de plantules, en raison d'un plus fort recouvrement par la culture. Une même démarche pourrait être entreprise pour raisonner les apports d'eau : des irrigations intensives en cultures d'été augmentent la production semencière des adventices les plus hygrophiles (comme le panic), le défaut d'alimentation hydrique (culture non irriguée) étant plus pénalisant pour la survie et la croissance des adventices que la réduction d'éclairement observée en culture bien irriguée (Debaeke, 1989).

Une forte disponibilité en azote à l'automne favorise le développement du phoma sur le colza (Aubertot *et al.*, 2004). Il en va de même pour le phoma du tournesol (Debaeke et Péres, 2003). L'augmentation de la fertilisation azotée favorise les infections primaires de piétin échaudage sur blé (Colbach *et al.*, 1997). L'apport d'ammonium (au lieu d'ammonitrate) diminue les niveaux d'infection. Ces effets peuvent être provenir d'une sensibilité accrue de tissus riches en azote (p. ex., oïdium) ou de modifications du microclimat via l'augmentation de la masse végétale, d'effets sur la microflore auxiliaire (Sarniguet *et al.*, 1992). Des changements de structure du peuplement (talles, pétioles...) avec l'alimentation azotée peuvent également favoriser les attaques.

La plupart des interventions destinées à l'atteinte d'une production élevée (augmentation de la densité de peuplement, de la fertilisation azotée, de l'irrigation, réduction de l'inter-rang, par exemple) ont pour conséquences la création d'un microclimat généralement propices à certaines infections. Ainsi, la proximité des plantes et le maintien de l'humidité sous couvert en peuplement dense augmentent ils la fréquence des plantes atteintes, la précocité d'apparition et la gravité des symptômes pour de nombreuses maladies aussi bien foliaires que caulinaires (exemple du phomopsis du tournesol, Debaeke *et al.*, 2000). Par contre, la circulation des spores et la progression verticale des symptômes seraient plutôt favorisées en peuplement ouvert et bas

- ***Le contrôle de la dispersion des semences et des inoculum***

Le contrôle des mouvements de semences d'une parcelle à l'autre, à l'occasion des opérations de semis, de travail du sol ou de récolte pourrait justifier d'une attention plus importante, par le respect de certaines règles dans la conduite des chantiers. L'importance de cette dispersion a été peu quantifiée. On peut penser que l'introduction de nouvelles espèces ou de biotypes résistants est directement liée à des mouvements de semences à l'échelle d'une exploitation. Dans le cas de récoltes trop tardives, le retour au sol des semences est important et la dissémination plus faible. Si le criblage des semences n'est pas pratiqué, le recours systématique aux semences de ferme pourrait favoriser l'introduction de semences adventices lors du semis. Le maintien de bordures enherbées, source de biodiversité, pourrait limiter le développement de graminées annuelles (Watt *et al.*, 1990) et retarder ainsi leur progression en direction de la parcelle cultivée (ex. brôme stérile).

- ***Le rôle central du travail du sol***

La place prépondérante des herbicides dans la lutte contre les mauvaises herbes a permis certainement de s'affranchir, pour un temps, du rôle du travail du sol dans la maîtrise des adventices. Dans un contexte de désherbage intensif, la réduction d'une espèce est plus rapidement obtenue par le travail superficiel ; si l'on réduit la pression de désherbage, le salissement risque de s'accroître de façon marquée dans ces mêmes conditions, au profit des graminées annuelles et des vivaces (Debaeke et Orlando, 1994). Le labour permet par contre de tamponner les évolutions de flore, quelle que soit la protection herbicide, par le biais de l'enfouissement des semences de l'année et de la remontée de semences dormantes. L'alternance des modes de préparation devrait dès lors se raisonner en fonction du degré de salissement à l'issue de la culture précédente : un bilan entre production de semences de l'année et stock semencier viable du sol pourrait orienter le choix d'un outil.

Le travail du sol simplifié, qui présente des intérêts économiques et écologiques (non- dilution de la matière organique), est fortement recommandé en production intégrée pour maîtriser les mauvaises herbes. Cependant, la moindre efficacité de certains herbicides, liée à la présence de résidus en surface, et la concentration des semences adventices dans les horizons plus favorables à la germination et à la levée, peuvent introduire des risques de salissement dans des systèmes où l'on recherche une réduction des applications herbicides. L'utilisation continue de techniques de préparation simplifiées, notamment en monoculture de céréales, paraît peu réalisable sans une augmentation de la pression du désherbage chimique. Lorsque des dérives trop marquées se manifestent (par exemple, une explosion de brôme stérile), l'intervention du labour permet de rétablir un équilibre plus favorable par l'inversion du stock semencier superficiel.

La date de déchaumage doit être raisonnée par rapport au risque de grenaison des adventices, afin de permettre un enfouissement des plantes avant maturation des semences. Ceci suppose une intervention

peu après récolte et donc un enfouissement précoce des résidus de récolte. Cependant, une intervention précoce, stimulant la levée des adventices si les conditions de l'automne sont humides, peut nécessiter un travail du sol supplémentaire ou un traitement chimique avant le semis de la culture suivante.

L'état du sol au semis devrait se raisonner avec l'objectif de favoriser la levée rapide de la culture au détriment des adventices : un lit de semences plus grossier, plus sec en surface, la présence de résidus dans l'inter-rang, désavantagent la plupart des adventices, dont les semences sont souvent de petite taille et qui ne lèvent avec succès que proche de la surface.

Par la gestion des résidus de récolte, le travail du sol joue sur la conservation des inoculum de champignons pathogènes. Le maintien en surface des résidus de récolte avec les TCS est un facteur d'augmentation de la pression de nombreuses maladies telluriques en système céréalier. Le labour est ainsi recommandé dans la plupart des cas notamment pour éviter la dispersion des spores vers les autres parcelles (ex. Phomopsis, phoma du tournesol) ou éviter que les résidus infectés ne contaminent les racines de la culture suivante (maladies du pied des céréales).

4.3.4. Bilan intermédiaire pour les grandes cultures

Des expériences ont lieu en France, qui mettent en valeur l'utilité de résistances partielles aux bio-agresseurs ; ces résultats viennent en contrepoint de l'utilisation d'associations variétales pour le contrôle des bio-agresseurs. Ces deux approches diffèrent par leurs principes d'action, mais elles se ressemblent en ceci qu'elles sont fondées sur la prise de conscience qu'opposer à un bio-agresseur une barrière censée infranchissable est souvent illusoire, et sur une bonne connaissance de la biologie des bio-agresseurs et de leurs interactions avec le couvert. Egalement, elles ne sont pas destinées à gérer une situation fragilisée par des pratiques rendant le peuplement vulnérable et aux épidémies (*P*) et à leurs conséquences (*M*), mais destinées à réduire les risques d'épidémies et leurs conséquences éventuelles.

Ces deux approches ne semblent pas, en général, présenter une efficacité satisfaisante pour tous les bio-agresseurs des grandes cultures, notamment les bio-agresseurs telluriques, et les adventices. Ces dernières constituent, pourtant, le premier facteur de réduction des rendements. Un ensemble d'outils, non nécessairement chimiques, existent cependant pour leur contrôle.

Le principal levier pour la gestion des bio-agresseurs des grandes cultures semble fondé sur le raisonnement du système de culture, avec comme fondement, les objectifs de performances (quantité, qualité, stabilité) du peuplement végétal ; on recoupe ici le concept d'*Integrated Crop Management* évoqué plus haut. L'explicitation de ces objectifs permettrait d'adapter les systèmes de cultures en y intégrant les composants de protection des cultures dont ils ont besoin. Il existe très peu d'informations et d'analyses quantitatives sur l'efficacité ou l'efficience des systèmes de gestion au sein des systèmes de production. Cette absence d'éléments objectifs est un facteur qui ne peut pas ne pas gêner la promotion de ces modes de produire, aussi bien auprès des décideurs pour l'agriculture que des acteurs de la protection des cultures.

4.4. Les productions légumières

Ces productions sont très diverses, tant du point des modes de production que de la multiplicité des espèces végétales concernées. Leurs nombreuses spécificités ont bien sûr des incidences en matière de gestion de bio-agresseurs. Un rapport sur la filière Fruits et Légumes, issu des travaux d'un groupe interdisciplinaire d'experts (animé par Jeannequin et Habib, ouvrage collectif paru aux Editions INRA), permet de dresser le bilan actuel des caractéristiques et spécificités de ces productions :

La France est le 3^e pays producteur européen de légumes : elle en a produit en 2002 6.5 millions de tonnes, sur seulement 1% de la SAU française. Cela représente 44 400 exploitations agricoles cultivant des légumes (RGA 2000), avec une main d'œuvre importante (20% de la main d'œuvre agricole).

Grâce à la diversité des conditions pédoclimatiques françaises, plus de 50 espèces légumières sont produites, représentant de très nombreuses variétés (une vingtaine d'entreprises de sélection créent environ 200 nouvelles variétés par an).

Les modes de production peuvent être ainsi classés :

- 87% des surfaces portent des productions légumières en alternance avec d'autres cultures : productions dites "de plein champ",
- 10% des surfaces sont consacrées au "maraîchage de plein air", caractérisé par la production exclusive de légumes,
- 3% des surfaces sont sous abris (serres et abris hauts). On y distingue :
 - + les productions sur substrat, dites "hors-sol", souvent sous serres chauffées,
 - + les cultures en sol, souvent sous abris froids.

Les productions légumières françaises sont donc multiples, tant des points de vue des types de produits que des structures de production, allant de très petites exploitations souvent à main d'œuvre familiale à des exploitations très spécialisées aux nombreux salariés.

Beaucoup de facteurs contribuent aux évolutions rapides des structures de production ; parmi eux, la mécanisation a entraîné une spécialisation des exploitations, avec souvent un déplacement des zones de maraîchage de plein air vers des régions de production de plein champ. Ceci a conduit à une concentration des cultures légumières sur 4 principaux grands bassins de production.

4.4.1. Les bio-agresseurs des productions légumières

Il n'est ni simple ni satisfaisant de traiter globalement de l'ensemble de productions aussi diverses. Elles seront ici regroupées en 2 grandes classes, additionnées d'une classe intermédiaire :

- les cultures légumières de plein champ (productions de plein champ et maraîchage de plein air), autour des principales productions que sont la carotte, les choux, les haricots verts et les Alliées (oignon, poireau...).
- les cultures hors-sol, avec principalement tomate, concombre, melon et endive.
- les cultures en sol sous-abris représentent, du point de vue des questions soulevées en matière de gestion des bio-agresseurs, un intermédiaire entre les 2 grands types de production cités ci-dessus (cultures en sol comme la première classe, mais dans un environnement clos comme la deuxième). On y retrouve principalement la tomate, les salades, la courgette, le melon et le concombre.

Sur de multiples modes et situations de productions, ainsi que de nombreuses familles, espèces botaniques et variétés, il est clair que peut se manifester une très grande diversité de bio-agresseurs potentiels. De plus, face aux évolutions parfois très rapides, ainsi qu'aux échanges très importants entre pays, le risque d'émergence de nouveaux problèmes est permanent.

Plein champ	Sol sous abris	Hors-sol		Champignons s.l. et bactéries		Virus, viroïdes et mycoplasmes transmis par		Nématodes	Insectes	Acaréens	Adventices	Mollusques
				associés au sol	aériens	champignons du sol	insectes					
			Carotte	+++	+	-	+	+++	+++	-	++	+
			Choux	+	+	-	++	++	+++	-	++	+
			Haricots verts	++	+	-	+	-	+	-	++	+
			Oignon	++	++	-	-	+	++	-	++	+
			Poireau	++	++	-	-	+	++	-	++	+
			Courgette									
			Salades									
			Melon									
			Tomate									
			Concombre									
	puis		Endive	++	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 4.4-1. Importance des bio-agresseurs, en productions légumières, considérée sous l'angle des difficultés de gestion

Plein champ	Sol sous abris	Hors-sol		Champignons et bactéries associés au sol	Virus, viroïdes et mycoplasmes transmis par organismes du sol	Insectes du sol	Nématodes	Adventices
			Carotte	<i>Pythiacées</i> <i>Rhizoctonia solani</i> <i>Streptomyces scabies</i>		Taupins	<i>Heterodera carotae</i>	Grande diversité
			Choux	<i>Plasmiodiophora brassicae</i> <i>Phoma lingam</i>			<i>Heterodera cruciferae</i> <i>Heterodera schachtii</i>	
			Haricots verts	<i>Rhizoctonia solani</i> <i>Chalara spp.</i> <i>Fusarium solani</i>				
			Oignon	<i>Sclerotium cepivorum</i> <i>Peronospora destructor</i>			<i>Ditylenchus dipsaci</i>	
			Poireau	<i>Pyrenochaeta terrestris</i> <i>Phytophthora porri</i>			<i>Ditylenchus dipsaci</i>	
			Courgette					
			Salades					
			Melon					
			Tomate					
			Concombre					
	puis		Endive	<i>Erwinia atroseptica</i> <i>Chalara elegans</i> <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> <i>Phytophthora cryptogea</i>				

Tableau 4.4-2. Principaux bio-agresseurs d'origine tellurique des productions légumières

Plein champ	Sol sous abris	Hors-sol		Champignons aériens	Virus, viroïdes et mycoplasmes transmis par insectes	Insectes
			Carotte	<i>Alternaria dauci</i>	CDMV	Mouche carotte Pucerons
			Choux	<i>Alternaria brassicicola</i>	CMV	Mouche chou Noctuelles Pucerons Altises Teigne
			Haricots verts	Anthracnose <i>Sclerotinia spp.</i> <i>Botrytis cinerea</i> Graisse du haricot	Mosaïques (B.C.M.V, B.Y.M.V.)	Mouche des semis Pyrale du maïs
			Oignon	Rouilles <i>Alternaria porri</i> <i>Botrytis allii</i> Graisse du poireau		Mouche oignon Mouche mineure Thrips
			Poireau			Thrips Teigne poireau Mouche oignon
			Courgette			
			Salades			Pucerons
			Melon			
			Tomate			
			Concombre			
	puis		Endive			

Tableau 4.4-3. Principaux bio-agresseurs aériens des productions légumières

4.4.1.1. Notion de pertes sur cultures légumières

La relation épidémie-dégât-dommages-perte évoquée ci-dessus s'exprime d'une manière particulière dans le cas de la plupart des cultures légumières. En effet :

- les dégâts induits par les bio-agresseurs se traduisent souvent directement en pertes de récolte car les organes attaqués sont souvent les organes récoltés ("légumes-feuilles", "légumes-racines").
- la production est majoritairement consommée sans transformation industrielle. Les pertes qualitatives sont donc extrêmement préjudiciables économiquement, et la fonction de pertes (économique) est de ce fait fortement discontinue, une dépréciation qualitative même très réduite pouvant induire d'énormes pertes économiques dans le contexte actuel de forte concurrence (refus de lots, déclassements, par exemple).

Ces points amènent à appréhender les notions de seuil et de situation de production d'une manière spécifique dans le cas des cultures légumières, dans le cas de chacune de ces cultures, voire dans le cas de chacune des filières de production auxquelles ces cultures sont rattachées.

4.4.1.2. Spécificités des productions légumières en matière de gestion des problèmes parasitaires

Les cultures légumières présentent d'importantes spécificités pour appréhender la gestion des parasites et ravageurs. Il s'agit de productions à haute valeur ajoutée, conduites de façon intensive (intrants, conduites culturales) et nécessitant généralement une main d'œuvre importante. Il s'en suit des coûts de production très élevés, et de ce fait :

- l'aversion de l'exploitant aux risques devient ici un facteur majeur de décision quant aux méthodes de contrôle qui sont employées, et quant à la marge de manœuvre pour d'éventuelles évolutions;

- le coût des pesticides ne représente qu'un faible poids par rapport à l'ensemble des charges;
- toute pratique de protection impliquant un surcroît de main d'œuvre ou réduisant l'exploitation des surfaces par des cultures commerciales est *a priori* mal considérée par l'exploitant.

La lutte chimique apparaît donc pour la plupart des producteurs en cultures maraîchères comme le moyen de gestion des bio-agresseurs le plus simple, le plus efficace et le moins coûteux.

Pourtant, pour certains modes de production (cas des environnements clos, à climat partiellement maîtrisable), des possibilités supplémentaires de gestion du parasitisme sont offertes par la maîtrise de l'environnement (gestion du climat, possibilité de vide phytosanitaire). De plus, les producteurs ont de tous temps eu l'habitude et le souci d'assurer une surveillance rapprochée de leurs cultures, autorisant une prise en compte fine de l'apparition et de l'évolution des problèmes. D'autre part, les possibilités d'application de techniques spécifiques complexes (paillages...) sont beaucoup plus importantes dans ce type de productions que par exemple en grandes cultures.

Les consommateurs et citoyens sont particulièrement sensibilisés aux impacts négatifs de l'utilisation des pesticides sur légumes car :

- les zones de production sont souvent des zones sensibles (côtières, péri-urbaines) auxquelles les citoyens sont attachés,
- les consommateurs sont d'autant plus vigilants à la qualité des légumes qu'ils les consomment généralement sans transformation industrielle.

Les attentes sont donc fortes, tant du point de vue des citoyens que des consommateurs, pour infléchir des changements profonds en matière de gestion des problèmes parasitaires.

4.4.2. Les pratiques actuelles

4.4.2.1. Les pratiques de désinfection des sols par fumigation

Les fumigants sont des substances liquides ou solides qui génèrent des gaz toxiques qui, par diffusion dans le sol, agissent sur les organismes telluriques (microorganismes, nématodes, semences d'adventices). Leur spectre d'activité est donc généralement très large, et ils visent aussi bien les formes actives que les formes de conservation dans le sol (kystes de nématodes, sclérotas de champignons, spores de conservation, semences dormantes d'adventices). Bien que très coûteuse (1000 à 10 000 € par hectare), cette pratique est très courante sur cultures légumières (12 000 à 15 000 hectares par an), car le producteur y trouve une façon simple de s'affranchir à court terme des différents problèmes parasitaires potentiels de ses cultures. Cependant, les effets non intentionnels de ces fumigants sont importants, et le protocole de Montréal (1997) a imposé une limitation progressive de l'utilisation du bromure de méthyle, jusqu'à interdiction totale (hors usages critiques) en 2005. Les alternatives chimiques à cette substance active sont très limitées, moins polyvalentes, et elles aussi soumises, *via* les écotaxes, à de sévères restrictions. Il s'agit de 3 fumigants aux propriétés fongicides et nématicides (métam-sodium, tétrathiocarbonate de sodium et dazomet) et d'un fumigant nématicide (dichloropropène). Les producteurs légumiers en sont encore extrêmement dépendants, y trouvant des bénéfices additionnels au simple objectif visé : réduction des risques fongiques et nématologiques proprement dits, mais aussi technique simple de désherbage avant implantation de la culture, et moyen de garantir régularité et gains de rendements. Dans le contexte économique actuel, et face à l'absence d'alternatives aussi « performantes » que les fumigations, ces pratiques de désinfections "d'assurance" sont encore très prisées des producteurs légumiers et donc très utilisées.

4.4.2.2. Cultures mineures et restriction d'emploi des produits phytosanitaires

Le marché des pesticides utilisables sur cultures légumières ne représente qu'une faible proportion du revenu des firmes phytosanitaires. Celles-ci ne les considèrent donc pas comme prioritaires en termes de stratégies d'homologation. La directive 91/414/CE a encore complexifié la situation de la gestion de la lutte chimique. Sur 800 matières actives homologuées en Europe en 1990, moins de la moitié le

seront encore en 2010. Certaines productions légumières se trouvent ainsi en situation d'impasses techniques liées à ce retrait de molécules toxiques ou à usage mineur. La survie de certaines productions en est compromise, et les risques économiques sont tels que le recul pour appréhender cette situation nouvelle n'est pas suffisant : force est de constater que, face à cette situation, on assiste actuellement, même au niveau des programmes d'expérimentation, à une "course aux molécules de remplacement" plutôt qu'à une anticipation suffisante pour construire des stratégies alternatives à la lutte chimique.

Principales méthodes de lutte		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Principaux groupes de bio-agresseurs						
Champignons s.l.	associés au sol	(1) désinfections de sol principalement	(1)	(1) à (2) Contans, contre Sclerotinia spp. et Sclerotium	(1) à (2) solarisation (2) - mulchs/mildiou - thérapie pour semences (3) biodésinfection	(1) drainages, irrigations, raisonnements fertilisations et amendements
	aériens	(1)	(1)			(1) drainages, irrigations
Bactéries			(1)			
Virus, viroïde et mycoplasmes transmis par	Champignons du sol					
	Insectes	(1)		(3)		
Acariens						
Insectes			(1)	(3)	(2) filets, paillages	(1) décalages dates semis ou récoltes/mouches (2) cultures associées
Nématodes		(1) désinfections de sol	(1)		(1) à (2) solarisation (3) biodésinfection	(2) cultures nématocides (2) cultures pièges
Adventices		(1)			(1) sarclages, binages (1) à (2) solarisation (2) paillages, mulchs (2) thermique	(2) faux-semis (2) cultures associées
Mollusques		(1)				

Tableau 4.4-4. Les pratiques actuelles et les innovations possibles en cultures légumières de plein champ

(1) existante ; (2) existante mais non utilisée ; (3) potentielle

4.4.3. Les alternatives

4.4.3.1. Les alternatives en matière de gestion des bio-agresseurs telluriques

La gestion des bio-agresseurs telluriques est indispensable en cultures légumières. Jusqu'à présent, leur impact potentiel n'est pris en considération qu'une fois le système de production conçu et mis en place. L'approche est donc une simple approche tactique de court terme, souvent basée sur des fumigants à large spectre, actuellement totalement remis en question à cause de leur "coût écologique". Les agriculteurs sont donc en situation très inconfortable, totalement dépendants de la législation et des cahiers des charges de la distribution.

Pourtant, il existe des moyens de réduire les risques, à condition de faire le choix d'une approche stratégique, plaçant d'emblée le système de culture en situation défavorable aux bio-agresseurs du sol. Les pratiques culturales pour minimiser les risques telluriques en productions légumières sont connues selon les parasites concernés (Messiaen *et al.*, 1991) : raisonnement de la fertilisation et des amendements, maîtrise de l'eau (drainage, raisonnement de l'irrigation), amélioration de la structure du sol, utilisation de matériel de départ sain (semences, plants)... Notons que ces moyens, qui relèvent généralement du bon sens, sont souvent sous-exploités, la possibilité de désinfections du sol ayant conduit les producteurs à s'affranchir, dans le raisonnement même de leurs systèmes de culture, des risques parasitaires.

La solarisation, développée dans les pays aux conditions climatiques adaptées (Israël, USA, par exemple) permet d'obtenir des effets probants tant sur les microorganismes du sol (champignons et bactéries) que sur les nématodes et populations d'adventices (Foury, 1995, Chellimi *et al.*, 1997, Keinath, 1995). De nombreux travaux y sont consacrés depuis les années 70. Mais dans nos conditions, la durée d'ensoleillement est insuffisante dans la majeure partie des zones de production (Thicoïpe, 1994). Nous verrons plus loin comment cette technique peut être associée avec d'autres méthodes de réduction des bio-agresseurs.

Beaucoup de travaux sont consacrés à l'apport d'amendements pour modifier les caractéristiques pédologiques, comme par exemple l'apport d'amendements calciques (sables calcaires) pour augmenter le pH du sol et ainsi indirectement réduire les risques de hernie des Crucifères en cultures de choux (Rouxel *et al.*, 1988). De très nombreux auteurs démontrent l'intérêt d'apport d'amendements organiques (déchets ou résidus de plantes). Ainsi, Subbarao *et al.* (1999) et Block *et al.* (2000) observent une réduction nette de la survie de plusieurs champignons telluriques par l'incorporation de broyats de choux ou Graminées. Les observations de Mazzola *et al.* (2001) vont dans le même sens avec des tourteaux de colza (en pépinières de pommiers). Le mode d'action d'amendements à base de résidus végétaux (Crucifères notamment) est largement documenté et relève généralement de la libération de glucosinolates qui s'hydrolysent en composés soufrés (isothiocyanates) hautement toxiques pour les organismes du sol.

Mais la bibliographie actuelle est surtout riche d'expériences démontrant l'intérêt de la combinaison d'amendements organiques et de la solarisation (Gamliel *et al.*, 2000, Gamliel et Stapleton, 1993, Keinath, 1996, Stevens *et al.*, 2003). En France, cette combinaison est dénommée "biodésinfection" et étudiée depuis 1997 par le CTIFL (Villeneuve et Lepaumier, 2000). Elle repose souvent sur la culture d'une plante à effets allélopathiques (Doré *et al.*, 2004), suivie de son enfouissement accompagné d'un bâchage, ou, au minimum, d'un roulage. Un colloque y a été récemment consacré en Italie ("Fumigation : a possible alternative to methyl bromide", 31/03/04 au 01/04/04, Florence). De façon plus générale, nombreux sont les travaux consacrés à l'optimisation de la gestion de l'interculture, mettant en évidence la grande incidence du type de succession culturale sur les risques parasitaires (champignons, nématodes, adventices) (Sumner *et al.*, 1995, Dillard *et al.*, 2004). De même, une voie originale pour réduire les populations de nématodes est l'insertion de cultures dites "nématocides" (Tagetes, Radis fourrager, Sorgho menu... ; synthèse des recherches effectuée en 2001 par Villeneuve *et al.*) ou même de cultures pièges (cultures-hôtes détruites avant le cycle complet des nématodes) dans le cas de nématodes endoparasites très spécifiques comme les nématodes à kystes. Cette dernière méthode n'est cependant pas suffisante pour abaisser ces populations en dessous du seuil de nuisibilité (Bossis, com. pers.).

Tous ces travaux mettent en évidence les potentialités de telles techniques, prises individuellement et surtout associées, pour réduire les risques de bio-agresseurs, mais aussi leurs limites actuelles : une synthèse en est notamment dressée par Chellimi (2002) : en conditions naturelles, le principal facteur limitant à leur adoption est la variabilité des résultats, qui s'explique par la complexité des interactions et des processus mis en œuvre, mais doit être analysée de manière rigoureuse si l'on veut progresser vers l'utilisation de telles possibilités alternatives à la lutte chimique.

Un seul agent de lutte biologique est homologué en France (*Coniothyrium minitans*), destiné aux *Sclerotinia* et *Sclerotium* (Aertsens et Michi, 2004). A l'étranger, davantage de travaux y sont consacrés, démontrant souvent l'intérêt de l'association solarisation – lutte biologique (Ristaino *et al.*, 1991, Elad *et al.*, 1980).

De nombreux verrous de connaissance existent encore pour que les pistes actuelles puissent évoluer en réels moyens de gestion. Le principal est l'analyse rigoureuse des causes de variabilité des résultats, pour ensuite se donner les moyens d'adapter et optimiser les solutions existantes selon les diverses situations de production.

Les principaux obstacles à leur mise en œuvre semblent les suivants : quand il s'agit de parasitisme tellurique, la prévision des risques n'est pas simple et le diagnostic souvent peu aisé, ce qui incite à l'utilisation de méthodes d'"assurance". D'autre part, le principal facteur limitant à l'heure actuelle à l'analyse plus approfondie et à l'utilisation potentielle de modes de gestion modifiant la rotation, provient des créneaux de temps trop courts entre 2 cultures maraîchères de production, de surcroît souvent hors saison végétative, pour introduire des cultures à objectif assainissant. Le coût indirect important d'éventuelles stratégies alternatives, telles que celles citées ci-dessus, est considérable pour ces cultures à haute valeur ajoutée. Quand les possibilités de traitement chimique des sols, pourtant coûteuses, existent, elles sont toujours privilégiées car simples et plus rentables.

4.4.3.2. Les alternatives en matière de gestion des ravageurs aériens en plein champ

Vis-à-vis des insectes, il existe davantage de solutions disponibles pour limiter les dégâts que vis-à-vis des bio-agresseurs telluriques. En effet, diverses méthodes non chimiques de protection sont démontrées efficaces pour maîtriser les insectes en cultures légumières de plein champ. Mais, à l'heure actuelle, c'est en culture biologique qu'elles sont mises en œuvre : filets et paillages sont défavorables au développement des mouches et thrips, mais également limitent adventices et mildiou sur poireau (Poll, 1996). Les décalages des périodes de semis ou plantations permettent une nette réduction des problèmes de mouches (du chou et de la carotte). Des cultures de trèfle en association avec le chou de production conduisent à s'affranchir à la fois des thrips et de la rouille du poireau (Theunissen et Schelling, 1996). De même, une association chou-navet permet d'augmenter l'attraction des staphylins (à la fois prédateurs et parasitoïdes de la mouche du chou) introduits et natifs et donc de réduire les attaques de *Delia radicum* sur brocolis (Rousse *et al.*, 2003). Devant le retrait programmé des principaux insecticides destinés à combattre la mouche du chou, des expérimentations ont été conduites, suite aux travaux de Fournet *et al* (1999), par Le Corre *et al.* (2004), pour introduire des staphylins et les maintenir par la culture associée d'oignons préalablement contaminés par la mouche de l'oignon. Les 3 années d'expérimentations s'avèrent concluantes, et la lutte biologique compatible avec la lutte chimique, sans que soient évoqués les moyens d'adapter cette méthode en pratique.

En Grande-Bretagne, les travaux de Finch et Collier (2000) dressent un bilan de la protection intégrée vis-à-vis des insectes (mouches principalement) sur légumes de plein champ d'Europe du Nord : les méthodes existent, associant l'application d'insecticides sélectifs à dose réduite, la combinaison de la surveillance rapprochée des parcelles et de l'utilisation des systèmes de prévision des risques, pour réduire de façon très importante le recours à la lutte chimique. L'utilisation de plantes partiellement résistantes permet la réduction des doses d'insecticides (non admise par les firmes phytosanitaires), de même que la pratique du semis sous couverts (trèfle). Pour ces auteurs, il s'agit maintenant d'identifier les situations culturales adaptées aux diverses possibilités d'IPM et d'accompagner scientifiquement et techniquement les agriculteurs dans une telle démarche. De même, Parker *et al* (2002) établissent un constat similaire sur pucerons (4 espèces) de la laitue : l'IPM est possible sous condition d'une surveillance et d'un accompagnement par des personnes techniquement pointues, sachant dissocier les espèces pour que soient prises en compte phénologie et quantités de pucerons.

Aux USA, Reitz *et al.* (1999) démontrent l'intérêt et la viabilité économique d'un programme d'IPM basé sur l'association d'agents de lutte biologique et d'insecticides très sélectifs sur un complexe de bio-agresseurs sur céleri. Les auteurs concluent à la nécessité de multiplier de tels essais de démonstration pour convaincre et motiver les producteurs vers de tels programmes.

Pourtant, malgré ces possibilités, la gestion des insectes en cultures légumières de plein champ repose actuellement presque exclusivement sur la lutte chimique. On assiste cependant à une évolution vers des matières actives insecticides beaucoup plus sélectives, préservant davantage les ennemis naturels, ce qui pourrait donc permettre la réelle intégration de la lutte biologique dans des systèmes IPM (Naranjo, 2001). Notons cependant que Hummel *et al.* (2002a, 2002b), de même que House et Del

Rosario Alugaray (1989) comparent l'incidence de plusieurs systèmes de production de légumes, différant par les travaux du sol, le type de protection (biologique ou insecticide) et la rotation (monoculture ou extensive) sur les populations d'arthropodes des légumes et sur leurs ennemis naturels, sans démontrer de façon nette l'intérêt du système le moins intensif en termes de populations de ravageurs et de prédateurs.

Enfin, signalons une étude économique intéressante aux Philippines : Cuyno *et al.* (2001) évaluent au moyen d'enquêtes les gains économiques liés aux bénéfices en termes de santé humaine et d'effets environnementaux apportés par les programmes IPM sur oignon. Ils soulignent l'importance, pour l'acceptabilité de ces programmes, d'évaluer et considérer non seulement les données économiques de productivité mais aussi les gains associés aux bénéfices environnementaux.

Des verrous de connaissance existent encore pour l'utilisation de ces méthodes limitant les risques de ravageurs tout en réduisant drastiquement l'utilisation des pesticides en cultures légumières (par exemple le manque de techniques pour fixer les parasitoïdes sur la parcelle). Il apparaît également clairement que la grande majorité des études sont menées à l'échelle de la parcelle plus qu'à celle de la microrégion, échelle pourtant plus pertinente pour ces insectes et leurs régulateurs naturels.

Les principaux obstacles à la mise en œuvre de telles techniques sont souvent liés à la nécessité de personnels formés techniquement tant pour un diagnostic sérieux et les études phénologiques associées que pour les suivis des populations de parasitoïdes et prédateurs introduits. De même, plusieurs auteurs concluent à la nécessité de renforcer les essais de démonstration, donc d'une interface efficace entre recherche et production.

4.4.3.3. Les alternatives en matière de gestion des ravageurs aériens en sol sous abri

La serre, dotée d'un microclimat chaud et humide, constitue un environnement particulièrement favorable au développement des cultures maraîchères, mais aussi de champignons et bactéries phytopathogènes, ainsi que de nombreux ravageurs dont certains sont vecteurs de viroses graves. Traditionnellement, la production maraîchère sous abri est donc, elle aussi, fortement tributaire de méthodes chimiques de protection contre les bio-agresseurs. C'est aussi dans ce système de culture que des approches intégrées, combinant différentes méthodes alternatives sont utilisées depuis de nombreuses années (Albajes *et al.* 1999).

L'utilisation de variétés résistantes

Pour toutes les espèces légumières cultivées sous serre, il existe depuis longtemps des variétés résistantes ou tolérantes à certains bio-agresseurs, et de nouvelles sources de résistance sont régulièrement décrites dans la littérature scientifique (Caranta *et al.* 2003, Laterrot, 1989, Lecoq *et al.* 2004, Pitrat & Causse 2004). La tolérance/résistance aux ravageurs y prend une part croissante, même si elle reste encore assez peu exploitée commercialement (Ellis & Kift 2003, van Lenteren 2000).

Les principaux freins au développement et à l'utilisation de variétés maraîchères moins sensibles sont les suivants :

- Le choix de variétés résistantes par le serriste reste conditionné par leurs qualités agronomiques (rendement, aspect des fruits/légumes) ou gustatives.
- Comme pour d'autres espèces cultivées, cette méthode de lutte est par ailleurs compliquée par le turn-over très rapide des variétés mises sur le marché et par des phénomènes de contournements récurrents de la résistance au sein des populations de certains bio-agresseurs (nombreuses viroses, et champignons responsables du mildiou, de l'oïdium, et de la cladosporiose, par exemple; Lecoq *et al.* 2004). De nombreux travaux de recherche en cours visent à renforcer la durabilité des résistances des espèces maraîchères, par l'exploitation de sources de résistance polygéniques (mise au point de méthodes de sélection assistée par marqueurs, mettant en œuvre des outils de biologie moléculaire; Thabuis *et al.* 2004).
- La lourdeur des travaux (et des investissements) nécessaires complique la sélection simultanée de résistances à plusieurs bio-agresseurs. La mise en œuvre de techniques de transgénèse pourrait offrir des potentiels pour lever ce type de verrou technologique (Mohan Babu *et al.* 2003).

- La tolérance variétale à certains insectes vecteurs de viroses graves sous serre (pucerons, aleurodes) reste d'un intérêt limité pour le serriste si elle n'affecte pas suffisamment la transmission plante à plante de la maladie (Pauquet *et al.* 2004).

La tolérance à certaines maladies (en particulier des viroses) n'empêche généralement pas l'agent infectieux de se multiplier sur la plante contaminée (Lecoq *et al.* 2004, Pauquet *et al.* 2004). Celle-ci peut alors servir de réservoir d'inoculum pour d'autres plantes et éventuellement de site de sélection de variants de l'agent infectieux à pouvoir pathogène accru.

Des pratiques culturales préventives

La prophylaxie est un élément clé de la protection des cultures sous abris. Parmi les mesures disponibles, on peut noter (Jarvis 1992) :

- l'utilisation de plants sains pour installer la culture en début de saison (plants indemnes de viroses ou d'infections latentes de champignons ou bactéries, et ne portant pas de larves ou d'œufs de ravageurs) ;
- la mise en place de protections contre l'entrée de ravageurs ou d'inoculum (sas d'entrée, filets insect-proof sur les ouvrants, pédiluves contre les pathogènes/ravageurs véhiculés sous les chaussures) ;
- des précautions pour éviter les contaminations lors des très nombreuses interventions culturales pratiquées sous serre (palissage des plants, effeuillages, ébourgeonnages, récoltes en continu): désinfection des instruments de taille, des mains des opérateurs ; choix des méthodes d'effeuillage posant le moins de risque d'infection des plaies de taille (Decognet *et al.* 1998) ;
- pratique d'un vide sanitaire entre deux cultures, pour éliminer/diminuer les populations de ravageurs et l'inoculum de microorganismes, de façon passive ou en combinaison avec la désinfection des structures de serre, le remplacement des substrats, paillages, etc. ;
- l'identification des plantes réservoir et leur élimination aux abords des serres (Ridray, 2004).

Gestion du microclimat

La gestion du microclimat est possible dans les serres chauffées et généralement assurée par un ordinateur (combinaisons de chauffage / aération). Pour les principales maladies cryptogamiques à dissémination aérienne, des études ont démontré l'impact épidémiologique des excès d'humidité sous serre et l'intérêt d'en diminuer la fréquence et la durée (Arny & Rowe 1991, Duthie 1997, Eden *et al.* 1996, Jarvis 1992). Le choix de structures de serres adaptées (dimensions, systèmes de chauffage, d'aération) et des pratiques culturales affectant le microclimat peuvent aussi être utilisées en complément (densité et architecture des plantes, fréquence et méthodes de palissage et de taille) (Jarvis 1992).

Les freins principaux à l'utilisation de cette méthode potentiellement très efficace sont les coûts énergétiques engendrés, et les difficultés de gestion de conflits éventuels avec des consignes liées à la productivité de la culture (Jewett & Jarvis, 2001). Pour assister le serriste dans des choix difficiles de consignes, les systèmes experts développés pour optimiser la gestion du microclimat en fonction des besoins de production des plantes doivent être complétés par des données de modèles épidémiologiques permettant de tenir compte des contraintes de protection de la culture. Pour être pleinement efficaces, il est indispensable que ces systèmes puissent conduire à un contrôle effectif du microclimat à la surface du végétal (à l'intérieur de la couche limite) au niveau des bio-agresseurs, car celui-ci peut être sensiblement différent du microclimat dans l'air environnant la canopée (Jewett & Jarvis, 2001). Ceci constitue un verrou technologique et de connaissance important, qui nécessite la mise au point de capteurs électroniques utilisables à l'échelle de quelques microns pour mesurer le microclimat dans la couche limite, et des efforts de modélisation considérables pour prédire l'impact sur ce microclimat d'interventions pilotées à partir des grandeurs mesurées habituellement dans la canopée ou à l'extérieur de la serre (Bakker *et al.* 1995, Huber & Gillespie 1992).

Gestion de la fertirrigation

En système hors-sol, les plantes sont alimentées en eau et éléments nutritifs à l'aide d'un système goutte-à-goutte, généralement piloté par un ordinateur qui gère la composition de la solution, la fréquence et la durée des apports. La gestion de la fertirrigation contrôle la vigueur des plantes et peut affecter directement leur réceptivité à certains bio-agresseurs, notamment si des stress hydriques ou osmotiques (salinité de la solution nutritive) sont induits, ou bien si l'apport macro-nutritionnel est déséquilibré par rapport à la capacité photosynthétique liée à la quantité de lumière reçue par la culture et à la température ambiante (Messiaen *et al.* 1991).

Par ailleurs, des apports ciblés de certains micro-éléments (silice, notamment) ont été utilisés avec succès pour renforcer la résistance naturelle de certaines espèces à différents bio-agresseurs (Paulitz & Bélanger 2001).

La protection biologique et intégrée

Des agents de lutte biologique sont utilisés depuis longtemps avec succès contre certains ravageurs des cultures sous serre (van Lenteren, 2000). Au niveau européen, Maisonneuve *et al.* (2003) estiment que la France arrive au 2^e rang (derrière les Pays Bas) avec près de 2 000 ha de cultures légumières en protection biologique et intégrée (PBI). Les deux principales cultures concernées sont la tomate et le concombre, représentant chacune 65% et 12% des surfaces légumières en PBI. C'est-à-dire qu'environ 55% des cultures de tomates, et 70% des cultures de concombre sont en PBI, avec une tendance de forte croissance depuis 1997 (Maisonneuve *et al.*, 2003). Si l'on considère uniquement la tomate produite en serres chauffées hors sol, ces chiffres monteraient à environ 80% (Trottin Caudal, CTIFL, communication personnelle), avec une forte motivation de certains groupements de producteurs (Prigent *et al.*, 2003).

Démarrée dans les années 80 avec l'utilisation de l'auxiliaire *Encarsia formosa* sur la tomate contre l'aleurode des serres (*Trialeurodes vaporariorum*), la PBI mobilise maintenant une douzaine d'auxiliaires contre plusieurs types de ravageurs, aleurodes, pucerons, acariens, mineuses, principalement (Fargues, 2002 ; Maisonneuve *et al.*, 2003). Très récemment, des champignons entomopathogènes (*Beauveria bassiana*, *Lecanicillium lecanii*), ont également été homologués en France pour lutter contre les aleurodes, et leur efficacité avec les conditions climatiques sous serre en climat méditerranéen a été examinée (Fargues *et al.*, 2003). Contrairement aux phénomènes rencontrés dans d'autres systèmes avec les préparations à base de *Bacillus thuringiensis*, la durabilité des auxiliaires et myco-insecticides utilisés sous serre n'a pas été remise en question par l'apparition de variants résistants. Cependant, le spectre d'hôte généralement étroit des produits existants limite leur efficacité en cas d'introduction de nouvelles espèces de ravageurs, comme par exemple le thrips *Frankliniella occidentalis* dans les années 1990, et récemment, l'aleurode *Bemisia tabaci* et les punaises *Nesidiocoris tenuis*, *Nezara viridula* (Trottin-Caudal *et al.*, 2003). Ces introductions ont été particulièrement préoccupantes du fait de la capacité de certains de ces ravageurs à transmettre des virus (TSWV, et plus récemment TYLCV, ToCV, TICV) classés comme parasites de quarantaine (Dalmon *et al.* 2003). Cette situation incite les serristes à recourir à des insecticides, et remet en question la PBI tant que des méthodes alternatives ne sont pas développées contre les nouveaux ravageurs et les maladies qu'ils transmettent.

D'autres verrous de connaissance subsistent (Albajes, 2002), notamment (1) sur les risques (pour des espèces non cibles) associés à l'introduction d'espèces exotiques d'auxiliaires ou d'agents microbiens; (2) pour stimuler le passage d'approches empiriques d'acclimatation d'auxiliaires, à des actions plus précises basées sur des études écologiques fines, impliquant notamment des développements théoriques/conceptuels sur la modélisation des relations proies-prédateurs; (3) l'application de la biotechnologie pour améliorer l'efficacité de la lutte biologique (compétences écologiques des agents de lutte biologique, ou de leur efficacité).

Par contraste avec la situation contre les ravageurs, la lutte biologique contre les maladies affiche un retard considérable dans son développement commercial, malgré l'abondance de travaux de recherche (Nicot 2002, Stewart 2001). Il n'existe en France aucun agent de lutte biologique autorisé contre les maladies à dissémination aérienne des cultures maraîchères. Parmi les quelques produits commerciaux

homologués dans d'autres pays, beaucoup ont été développés initialement pour la protection contre des maladies telluriques et ont une application secondaire contre les maladies aériennes sous serre. C'est le cas notamment de produits à base de *Streptomyces* sp., *Trichoderma* sp, *Gliocladium catenulatum* et *Pythium oligandrum* (Nicot 2002; Ravensberg & Elad 2002; Whipps 2002). Le champignon hyperparasite *Ampelomyces quisqualis* est homologué contre l'oïdium de diverses cultures (dont des cultures légumières) dans quelques pays européens, aux Etats Unis et en Afrique du Sud. On assiste également depuis quelques années à l'homologation (à l'étranger) de quelques "produits naturels" (extraits de plantes, de microorganismes le plus souvent) stimulant les défenses naturelles des plantes, qui accompagne une recrudescence de travaux de recherche dans ce domaine (Descoins 2002; Ravensberg & Elad, 2002).

Parmi les raisons évoquées pour expliquer le hiatus entre recherche et développement commercial d'agents de lutte biologique contre les maladies, les plus fréquemment citées (Elad *et al.* 1996 ; Jewett & Jarvis 2001 ; Nicot 2002 ; Ravensberg & Elad 2002) sont :

- (1) économiques : coût élevé de la démarche d'homologation (nécessaire en Europe pour les agents microbiens et les substances naturelles, contrairement aux macro-organismes auxiliaires utilisés contre les ravageurs) ; coûts de développement élevés; étroitesse du marché potentiel, liée au contexte socio-économique actuel et au spectre d'action généralement étroit des produits (forte spécificité vis-à-vis d'un agent pathogène, voire d'un couple hôte/pathogène)
- (2) techniques : impact de l'environnement sur la régularité de l'efficacité en conditions commerciales; difficultés de maîtrise de la qualité et de la "shelf life" des produits de lutte biologique; maîtrise de la rémanence des produits sur les cibles à protéger.

L'évolution actuelle du contexte socio-économique visant à réduire l'impact des pesticides devrait apporter des éléments favorables, sans pallier totalement les difficultés économiques de la lutte biologique citées ci-dessus. Pour lever le principal verrou technique identifié, il sera nécessaire à la recherche d'apporter des outils pour mieux gérer l'impact de l'environnement sur l'efficacité de la lutte biologique. Plusieurs pistes sont envisageables :

- (1) améliorer la connaissance de l'effet des stress environnementaux sur l'efficacité des agents de lutte biologique existants, pour en limiter l'utilisation aux situations à moindre risque d'échec. Une telle approche a été expérimentée avec succès pour *Trichoderma* en Israël à l'aide du modèle Greenman basé sur des prévisions météorologiques à court terme (Elad & Shtienberg, 1997). Une autre approche pourrait consister à diminuer la fréquence ou la durée de situations de stress, par une maîtrise de l'environnement (envisageable pour les cultures sous abri) et /ou par la protection des agents de lutte biologique à l'aide d'adjuvants dans la formulation des produits.
- (2) Une solution plus durable consisterait à sélectionner systématiquement des agents de lutte biologique dont la survie et l'activité biologique sont moins sensibles aux stress environnementaux (compétence écologique, activité protectrice exprimée le plus rapidement possible ou à distance la plus grande possible de l'agent pathogène, cumul de modes d'action différents). La mise au point de tests de criblage à haut débit pour ce type de sélection nécessiterait une intensification des efforts de recherche en écologie microbienne et dans l'élucidation fine de l'impact environnemental sur divers mécanismes d'action des agents de lutte biologique. De façon alternative, mise en application des progrès de la biotechnologie pourrait permettre à terme l'amélioration génétique de souches microbiennes pour une utilisation directe sur les plantes cibles ou pour leur faire produire des molécules d'intérêt pour la lutte biologique.

L'utilisation des méthodes de lutte biologique doit être envisagée dans un contexte de protection intégrée (Elad & Shtienberg 1995). Ceci suppose une compatibilité de l'ensemble des interventions phytosanitaires entre elles, avec la gestion du climat de la serre ainsi qu'avec le reste des pratiques liées à la production (Decognet *et al.* 1998 ; Hertz *et al.* 2004 ; Jarvis *et al.* 1989 ; Nicot *et al.* 2001, 2003 ; Papadopoulos *et al.* 1997 ; Shtienberg & Elad 1997) La gestion par le serriste de cet ensemble complexe d'interactions pose des difficultés techniques considérables. Des systèmes d'aide à la décision prenant en compte certains de facteurs ont été développés (Boulard *et al.* 2003 ; Clarke *et al.* 1999, Gary & Tchamitchian 2002). Un des challenges de la recherche sera d'affiner la connaissance de ces interactions et de raffiner les systèmes d'aide à la décision pour une agriculture serricole de précision.

4.5. La vigne

La viticulture est une source importante de consommation de pesticides en France. Cette situation tient moins à l'importance des surfaces cultivées (0.860 Mha soit seulement 3,7 % de la SAU) (ONIVINS, 2003), qu'au nombre de traitements phytosanitaires réalisés par unité de surface lors de chaque saison culturale. Ceux-ci sont considérés comme la solution quasi unique au cortège de bio-agresseurs de la culture.

Si l'on comptabilise le nombre moyen d'applications visant chaque bio-agresseur (enquêtes BVA réalisées annuellement pour les firmes), une vingtaine de traitements sont appliqués annuellement. Il s'agit majoritairement de pulvérisations de fongicides (360 €/ha) visant essentiellement deux maladies, l'Oïdium et le mildiou qui à elles seules génèrent 70% des dépenses phytosanitaires. Les insecticides et les herbicides conduisent respectivement à 130 et 150 € de dépenses. Ainsi la vigne utilise-t-elle environ 20% des intrants pesticides nationaux dont 30% des fongicides. Il en résulte pour les exploitations des coûts qui représentent la moitié de leurs charges d'approvisionnement. D'importantes disparités sont toutefois constatées autour de ces moyennes selon les exploitations (ONIVINS 2000).

Cette situation est le fruit d'une suite d'événements historiques majeurs qui ont profondément marqué la viticulture depuis le 19^e siècle, notamment l'introduction depuis les Etats-Unis de plusieurs fléaux destructeurs, l'Oïdium en 1848 (Chute des récoltes de 75% en 3 ans), le Phylloxéra en 1863 (arrachage de tous les vignobles et reconstitution par de nouveaux cépages sur de nouveaux terroirs), le mildiou en 1878 (recherches intensives ayant conduit à la découverte de la bouillie bordelaise en 1885), enfin le Black-rot en 1885 (Galet, 1977). Une issue à ces crises a été rendue possible grâce au greffage de la vigne sur des porte-greffes résistants au Phylloxera et grâce aux premiers produits fongicides que sont le soufre et le sulfate de cuivre. Pour s'en affranchir, des hybrides résistants, dits producteurs directs, ont également été cultivés jusqu'au milieu des années 1950. Ils ont été interdits réglementairement en 1953 (décret 53.977 du 30 septembre) pour cause d'insuffisance qualitative face aux évolutions prévisibles de la demande des consommateurs. On doit donc souligner ici ce qui pourrait être considéré comme une incongruité aujourd'hui : au milieu du 20^e siècle, les pesticides étaient jugés comme des facteurs de durabilité de la culture et la résistance variétale comme un facteur de non durabilité pour cause d'impasse commerciale.

4.5.1. Les bio-agresseurs de la vigne

La liste exhaustive des maladies cryptogamiques, bactériennes ou virales et celle des ravageurs (arthropodes, nématodes) est particulièrement longue (Galet 1977, Pearson 1988). Leur distribution dans le monde est liée principalement à leurs exigences climatiques et à la sensibilité des cépages cultivés. Pour simplifier le propos sans nuire à l'objectif d'analyse, nous réduirons la présentation à ceux qui justifient, par leur potentiel de nuisances, la mise en œuvre de mesures de protection. Nous avons conscience cependant, l'histoire nous l'a montré, que des changements de pratiques ou des introductions inopinées à partir de pays étrangers peuvent conduire à terme à l'émergence de problématiques nouvelles.

Le tableau 4.5-1 présente les différents types de bio-agresseurs selon leur impact agronomique en termes de nuisibilité. Ce classement a été établi sur la base des descriptions des ouvrages de Dubos (1999) et de Stockel *et al* (2000).

4.5.1.1. Agents de pertes de récoltes (groupe 1)

Nous avons classé ici des parasites ou des ravageurs des parties aériennes causant des destructions de grappes et de baies où affectant la production consécutivement à une attaque foliaire (chute ou nécrose du feuillage ou des rameaux ; baisse de photosynthèse donc de la production d'alcool). Viennent s'y ajouter des bio-agresseurs qui obligent à un tri des grappes vendangées pour réduire les conséquences

qualitatives des attaques. Pour l'essentiel, il s'agit de champignons à dissémination aérienne. Face à ces bio-agresseurs, la protection chimique est considérée comme obligatoire par l'ensemble des viticulteurs.

4.5.1.2. Agents responsables de baisses de qualité (groupe 2)

Les bio-agresseurs concernés affectent directement, par les dégâts causés sur grappes, les propriétés organoleptiques ou les composantes de typicité des baies nécessaires à l'élaboration de vins répondant au standard des appellations (taux d'alcool, composition phénolique, tanins, précurseurs d'arômes) (Darriet *et al.*, 2002). Notons que les agents du groupe 1, souvent responsables d'une réduction de la photosynthèse peuvent également contribuer à une baisse de qualité du vin. Dans le groupe 2 nous trouverons essentiellement des agents de pourritures ou de moisissures (La Guerche, 2004) mais aussi des insectes perforateurs des baies pouvant amplifier les effets de ces premiers (Fermaud et Le Menn, 1989). On doit y adjoindre des champignons producteurs de toxines, dangereuses pour la santé humaine (Cabanis, 2000). Ces agents peuvent également conduire à la nécessité de mesures œnologiques correctives (filtration des moûts par exemple) qui alourdissent les coûts d'élaboration des vins. Les bio-agresseurs du groupe 2 ne conduisent à des décisions de traitements pesticides que dans les vignobles d'appellation susceptibles de valoriser la qualité de leurs productions, beaucoup plus rarement dans les productions de vins de table du secteur coopératif.

4.5.1.3. Agents responsables de dépérissements ou de dégénérescence (groupe 3)

Ce groupe est constitué de bio-agresseurs s'attaquant généralement aux organes ligneux et pouvant, dans des délais plus ou moins longs, affecter durablement la croissance, le développement et la production des plantes ou provoquer leur mort. On y trouve des virus ou des phytoplasmes transmis par le matériel végétal lors des opérations de multiplication végétatives et de greffage. Leur contrôle repose surtout sur la sélection sanitaire et la certification par l'ONIVINS des plants produits en pépinières. En culture, ces agents infectieux biotrophiques de type systémique, sans autonomie, peuvent être disséminés par des vecteurs animaux (nématode *Xiphinema index* dans le cas du virus du court-noué par ex.). La lutte doit alors viser ces vecteurs. Elle est rendue obligatoire réglementairement dans certains cas lorsque l'agent pathogène constitue une vraie menace de destruction du patrimoine de production national (phytoplasme de la flavescence dorée transmis par la cicadelle *Scaphoideus titanus* par ex.).

Plusieurs champignons aux propriétés lignivores sont également causes de nécroses internes des souches induisant des dépérissements à évolution plus ou moins lente que l'on nomme communément maladies du bois. Parmi ces dernières, deux sont particulièrement préoccupantes du fait des grandes difficultés à les combattre : l'eutypiose qui se propage, à partir des souches malades, à l'aide de spores pénétrant par les plaies de taille en hiver, et l'esca, syndrome dû à un cortège de parasites (*Phaeoacremonium aleophilum* et *P.Chlamydosporum*, *Eutypa lata* et *Phellinus punctatus*) qui dégradent les tissus ligneux selon une séquence ordonnée mais dont les exigences épidémiologiques ne sont pas encore clairement établies. Cette maladie est en cours d'extension depuis que le seul fongicide connu pour être actif, l'arsénite de sodium, ait été interdit du fait de sa grande toxicité pour l'homme.

Un insecte s'attaquant au cours de son cycle biologique aux racines est également à placer dans ce groupe. Il s'agit de *Viteus vitifoliae* plus communément désigné Phylloxéra. Ce puceron, bien que toujours présent dans la plupart des régions passe aujourd'hui inaperçu du fait de l'utilisation systématique de porte-greffes résistants.

Bio-agresseurs		Groupes			Distribution	Organes touchés
		1	2	3		
Champignons	<i>Plasmopara viticola</i> (Mildiou)	xx	x		G	F-G
	<i>Uncinula necator</i> (Oïdium)	xx	x		G	F-G
	<i>Guignardia bidwellii</i> (Black-rot)	x			L	f-G
	<i>Pseudopeziza tracheiphila</i> (Brenner)	x			L	F
	<i>Botrytis cinerea</i> (Pourriture grise)	x	xx		G	f-G
	<i>Penicillium</i> sp (arômes terreux)		x		L	G
	Complexe de la Pourriture acide (levures + bactéries)		x		L	G
	<i>Aspergillus ochraceus</i> (production d'ochratoxine A)		x		L	G
	<i>Phomopsis viticola</i> (Excoriose)	x		x	G	T
	<i>Eutypa lata</i> (Eutypiose)			xxx	G	S
	Agents du syndrome de l'Esca			xxx	G	S
	<i>Armillaria</i> sp et <i>Rosselinia</i> sp (pourridié)			x	G	R
	<i>Cylindrocarpon</i> (pied noir)			x	L	R
	Procaryotes	<i>Xylophilus ampelinus</i> (Nécrose bactérienne)	xx			L
<i>Agrobacterium tumefaciens</i> (Crown gall)				x	L	R
Phytoplasme de la Flavescence dorée		x		xx	L	S
Phytoplasme du Bois noir (Stolbur)				x	L	S
Virus	Fan leaf virus (Court noué), panachure			x	G	S
	Enroulement, marbrure, bois strié			x	L	S
	Virus divers			x	L	S
Arthropodes	<i>Lobesia botrana</i> (Tordeuse : Eudemis))	x	x		L	G
	<i>Eupoecilia ambiguella</i> (Tordeuse : Cochylys)	x	x		L	G
	<i>Empoasca vitis</i> (Cicadelle des grillures)		x		L	F
	<i>Scaphoideus titanus</i>			V	L	F
	<i>Viteus vitifoliae</i> (Phylloxera)			P	G	R
	Insectes divers : Pyrale, Thrips, Cigarié, Cochenilles, altise, guêpes, drosophiles...	x			L	F, g
	Acarions - <i>Eotetranychus carpini</i> (Ar. jaune) - <i>Tetranychus urticae</i> - <i>Panonychus ulmi</i> (Araignée rouge) - <i>Calepitrimerus vitis</i> (Acariose) - <i>Eriophyes vitis</i> (Erinose)		x x		L	F
Nématodes	<i>Xiphinema index</i> (Vecteur du court noué)			V	G	R
	<i>Meloidogyne arenaria</i> (Nématodes à galles)			x	L	R
Adventices	Espèces diverses	xx	xx		G	

xxx pertes très sévères, xx moyennement graves, x faibles

G : distribution généralisée dans l'ensemble des vignobles ; L : localisée à certaines régions

V : vecteur d'agents pathogènes (virus ou phytoplasme)

P : Affection potentielle mais contrôlée par les mesures préventives en cours

Organes touchés : feuilles (F ou f selon gravité), grappes (G ou g selon gravité), souche (S), racines et collet (R), tiges et rameaux (T)

Tableau 4.5-1. Les bio-agresseurs de la vigne.

Le mode de représentation choisi dans le tableau 1 montre que les bio-agresseurs peuvent également se différencier selon des critères de distribution géographique eu égard à leurs exigences épidémiologiques et de dangerosité. Cette dernière est appréciée selon des critères divers comme les coûts de protection préventive ou curative mise en œuvre (nombre ou coût moyen des traitements / ha, charges de replantations pour les maladies de dépérissement, tris à la vendange, mesures œnologiques correctives...), plus rarement par les pertes effectives de récoltes dans la mesure où les mesures appliquées limitent efficacement les dégâts. Ainsi, la liste descriptive suivante peut être proposée :

- **Bio-agresseurs compromettant la durabilité des souches**

- maladies à virus ou phytoplasmes transmissibles par greffage, dont le développement est lié à l'état sanitaire du matériel de propagation et à l'efficacité de la lutte contre les vecteurs.
- maladies du bois présentes dans tous les vignobles, à évolution lente, affectant différemment les cépages et s'exprimant plus ou moins selon l'historique cultural des parcelles : eutypiose, esca ;
- maladie de nécrose bactérienne s'attaquant à tous les organes aériens, restreinte géographiquement aux vignobles des Charentes et du Roussillon ;
- maladies du collet ou des racines, ponctuellement destructrices : les pourridiés ;
- maladie de nécrose des rameaux, l'excoriose, présente en toutes régions mais aux conséquences limitées et progressant avec lenteur (un seul cycle annuel de reproduction).
- le Phylloxera, pour mémoire.

- **Maladies du feuillage et des grappes**

- maladies épidémiques majeures à typologie polycyclique présentes en toutes régions et sévissant avec plus ou moins de gravité chaque saison selon les conditions climatiques : mildiou et oïdium sur feuilles et grappes, pourriture grise sur grappes ;
- maladies fongiques à distribution géographique plus limitée, mais pouvant localement être très dommageable, le black-rot dans les vignobles atlantiques surtout (parasite polycyclique à longue période de latence) et le brenner (rougeot parasitaire) dans les vignobles septentrionaux (parasite monocyclique);
- maladies de pourriture des grappes pouvant être graves localement, souvent liées à l'état de maturation des baies et au type de cépage : pourriture acide, Aspergillus et Penicillium (production de toxines ou de géosmine conférant des arômes terreux).

- **Ravageurs animaux**

- insectes dont les larves s'attaquent aux baies, plus ou moins nuisibles selon les années ou selon le nombre de générations (2 ou 3) et qui favorisent l'installation de pourritures, inféodés localement à certains vignobles, l'Eudemis dans les régions méridionales et la Cochyliis, plutôt dans les régions septentrionales.
- insectes divers, pouvant ponctuellement inquiéter par leurs dégâts mais dont les conditions de nuisibilité ne sont pas encore clairement démontrées : cicadelle verte ou des grillures, cochenilles, thrips, altises, cigarier, Pyrale, etc. ;
- acariens du feuillage, présents en toutes régions sur le feuillage dont les populations sont étroitement dépendantes de la présence de populations prédatrices préservées par les traitements sanitaires dont les pullulations (7-8 générations / an) peuvent engendrer des baisses de photosynthèse et des taux de sucre dans les moûts.

4.5.2. Les pratiques actuelles

4.5.2.1. Cadre général

Si l'on devait caractériser le trait essentiel de la lutte contre les bio-agresseurs de la vigne, une mention particulière devrait être réservée à la protection chimique du fait du choix quasi exclusif qui en est

fait face aux agents les plus dangereux potentiellement, qu'il s'agisse d'insectes ou de champignons parasites, à l'exclusion des affections virales qui justifient une sélection sanitaire et une certification des plants. Les procédés de lutte biologique sont appliqués exclusivement aux ravageurs et les interventions culturales aux vertus préventives ne sont souvent retenues qu'en complément des approches précédentes pour en renforcer l'efficacité. Cette situation de dépendance de la culture vis-à-vis des pesticides est la conséquence de plusieurs facteurs :

- l'absence de solutions génétiques : les variétés de *Vitis vinifera* ne possèdent pas de gènes de résistance. Elles ne présentent seulement que des différences de sensibilité. Les sources de résistance disponibles aujourd'hui sont présentes chez diverses espèces de *Vitis* d'origine américaine (Bouquet *et al*, 2001) et des clones d'hybrides interspécifiques interdits de culture par la réglementation pour produire du vin mais autorisés pour une utilisation comme porte-greffes du fait de leur résistance au Phylloxéra (Pouget 1990).
- l'industrie phytosanitaire propose une gamme particulièrement diversifiée de substances actives homologuées (45 substances actives insecticides ou acaricides, 44 fongicides, 23 herbicides selon le site officiel e-phy du ministère de l'agriculture). Ces molécules apportent des solutions efficaces à la plupart des pathologies fongiques ou des dégâts de ravageurs, à l'exception des maladies du bois, notamment l'esca qui demeure sans solution depuis le retrait de l'arsénite de sodium ;
- la production de vendanges saines est considérée comme une des conditions essentielles posée par les œnologues pour produire des vins de qualité répondant aux demandes du marché ; Cette condition est souvent interprétée comme une exigence de seuil de tolérance 0 à l'égard des bio-agresseurs, ce qui est évidemment discutable car elle conduit à des interventions de précaution parfois inutiles. Ces dernières sont justifiées par la forte aversion aux risques des viticulteurs face aux impacts potentiels des maladies sur les rendements ou la qualité (mildiou, oïdium, black-rot, pourriture grise).

Aucune solution vraiment alternative ne permet aujourd'hui d'assurer une protection aussi efficace que les produits phytosanitaires contre les maladies. Contre ces dernières, il n'existe pas de procédés homologués de lutte biologique et les pratiques culturales à effet préventif ne sont recommandées qu'en complément des procédés chimiques. Contre les ravageurs ou les mauvaises herbes, la situation est cependant toute différente. La forte valeur ajoutée au produit transformé, le vin, autorise par ailleurs des dépenses de protection relativement élevées comparativement aux grandes cultures et autorise la réalisation de traitements nombreux. Il est particulièrement édifiant de constater à partir d'enquêtes chez les viticulteurs que le nombre moyen d'applications n'est pas proportionné aux risques objectifs (évalués selon les avertissements agricoles des SRPV par ex.) mais dépend plutôt du prestige de l'appellation, c'est-à-dire du prix de vente du vin, or, ces exploitations disposent souvent d'un encadrement technique de haut niveau qui pourrait mieux optimiser les programmes de protection. Dans une majorité d'exploitations ces programmes sont conduits selon une stratégie d'assurance reposant sur des applications prédéterminées à des stades phénologiques donnés avec des produits achetés en morte saison. Ces pratiques favorisent largement la sélection de souches fongiques résistantes aux principales familles de fongicides découvertes au cours des 25 dernières années (Clerjeau, 1994) et la présence de résidus inutiles dans les vins bien que, selon les enquêtes (Bruchet et Cugier, 2000) ceux-ci soient inférieures aux LMR réglementaires dans plus de 95 % des cas. Leur présence inquiète cependant de plus en plus le négoce et le secteur de la distribution.

4.5.2.2. Lutte contre les maladies

Les méthodes de protection mises en œuvre sont très segmentées par types d'agents pathogènes :
Contre les agents transmis par greffage (virus, phytoplasmes), une sélection sanitaire et une certification des plants est mise en œuvre et conduit à minimiser les interventions en culture. Ainsi, dans les parcelles infestées de nématodes virulifères, une désinfection à l'aide de fumigants peut-être pratiquée si le délai entre arrachage des vignes virosées et nouvelles plantations (5 à 6 ans en moyenne) est insuffisant. Dans le cas de dégâts de flavescence dorée (phytoplasme parasite de quarantaine), il pourra être procédé à un arrachage des plantes malades et une lutte chimique contre la cicadelle vectrice.

Contre les champignons lignicoles responsables de dépérissements, qu'aucune lutte fongicide curative ne permet de combattre avec efficacité, la destruction des plantes malades est recommandée. Le recépage des vignes atteintes d'eutypiose et le traitement préventif des plaies de taille des jeunes plantations est également pratiqué.

Contre les champignons s'attaquant aux feuilles et aux grappes, la protection chimique est de règle : les pratiques habituelles reposent sur des programmes visant systématiquement le mildiou et l'Oïdium. Le nombre de traitements est modulé selon les conditions climatiques, grâce aux avertissements agricoles des SRPV ou aux conseils de l'ITV (Institut Technique de la Vigne et du Vin) établis à partir de réseaux d'observation des maladies sur le terrain et certains modèles prédictifs (mildiou uniquement) largement perfectibles : modèles MILVIT, EPI, Potentiel Systems par ex. (Clerjeau, 1996). Les fongicides utilisés sont choisis pour agir simultanément contre le black-rot ou le Brenner dans les régions concernées par ces maladies aussi, les traitements spécifiques contre celles-ci sont-ils rares. Les interventions contre la pourriture grise sont découplées des précédentes. Elles font appel à des fongicides spécifiques visant les grappes exclusivement dans les vignobles susceptibles de valoriser la qualité du raisin, en raison du coût élevé des molécules actives. Afin d'améliorer le positionnement des applications ou mieux évaluer leur opportunité, plusieurs indicateurs de décision sont en cours de validation. Ces derniers font appel à la modélisation des risques climatiques ou à des mesures de l'état de réceptivité des baies (Fermaud *et al*, 2002, 2003). Aucune décision de traitement ne tient compte aujourd'hui de seuils d'interventions fautes de données scientifiques sur les fonctions de dommages engendrés par les maladies.

A ces interventions de base, viennent s'ajouter des pratiques culturales compatibles avec celles qui sont recommandées pour atteindre des objectifs qualitatifs (normes AOC par ex.). Ces mesures sont considérées comme facteurs de minimisation des risques épidémiques, de renforcement de l'efficacité de la protection chimique, mais rarement comme des méthodes de substitution à cette dernière. Nous pouvons citer ici les mesures visant à réduire la vigueur des plantes (fertilisation azotée minimum, enherbement concurrentiel) qui conduisent à réduire les taux de progression de la plupart des maladies et des ravageurs (Delas *et al*, 1982, Fermaud *et al* 1994), les rognages et effeuillages qui favorisent l'exposition des grappes au rayonnement et diminuent ainsi les risques de pourriture des grappes (Fermaud *et al*, 2001).

4.5.2.3. Lutte contre les insectes et acariens

La protection contre les ravageurs se situe au second plan des préoccupations principales des viticulteurs en raison du potentiel de destruction moindre que constituent ces bio-agresseurs par rapport aux maladies, à deux exceptions près : le phylloxéra et le vecteur de la flavescence dorée (FD), *S. titanus*. Le premier problème est, pour sa part, résolu par l'utilisation de porte-greffes résistants, seul exemple de résistance génétique considéré indispensable à la culture. Pour l'avoir négligé, les viticulteurs de la Napa Valley californienne ont dû totalement arracher leur vignoble au cours des années 1990 pour le reconstituer avec des porte-greffes résistants (de Benedictis et Granet, 1993). Le second problème impose l'obligation de 2 ou 3 interventions chimiques destinées à circonscrire l'extension des foyers de FD en complément de l'arrachage des vignes malades.

Hors de ces cas, la protection contre les ravageurs a pour cible les tordeuses des grappes (Eudemis ou Cochyli selon les vignobles concernés). Lorsqu'elle fait appel aux insecticides, ces derniers sont appliqués en tenant compte du déroulement des générations des insectes, des dates d'apparition des larves et de seuils d'interventions, à raison de 1 à 2 applications en moyenne. Leurs effets sur les autres ravageurs permettent de ne pas envisager de traitements spécifiques contre ces derniers (cicadelles des grillures par ex.).

Depuis 1995, une méthode biotechnique de lutte est mise en œuvre contre les tordeuses, la confusion sexuelle à l'aide de phéromones de synthèse. Cette technique développée grâce aux travaux réalisés à l'INRA (Stockel et Lecharpentier, 1994) est performante mais sensiblement plus onéreuse que la protection insecticide et ne peut concerner que des parcelles de grande taille, supérieures à 10 ha. Elle n'est appliquée que sur 12 000 ha actuellement selon les sources de BASF, société qui commercialise les diffuseurs de phéromones.

La protection contre les diverses espèces d'acariens a longtemps été envisagée sous un angle strictement chimique. Cette pratique a conduit à une généralisation de populations résistantes aux insecticides de synthèse et à développer de nouvelles approches. Actuellement, des pulvérisations de soufre peuvent être appliquées ponctuellement, en début de croissance de la vigne, contre les Eriophyides (acariose) mais en cours de saison, les traitements acaricides spécifiques ont pratiquement été abandonnés au profit d'une régulation naturelle des populations de Tétranyques reposant sur la préservation des populations d'acariens phytoséides prédateurs (*Typhlodromus pyri*, *Kampimodromus aberrans*, *Amblyseius andersoni* notamment). Cette démarche repose sur la nécessité de n'utiliser, pour la couverture chimique du vignoble, que des pesticides à effets neutre ou faiblement toxiques sur les acariens prédateurs (Kreiter *et al*, 1993). Cet objectif est largement compromis dans les parcelles soumises à une obligation de lutte contre *S.titanus*, vecteur de la FD (Coulon et Sentenac, 2001).

En conclusion, la lutte contre les ravageurs animaux fait apparaître des applications non négligeables de protection biologique ou biotechnique, ce qui est un point de différenciation majeure avec les maladies. Leur mise en œuvre est facilitée par la fixation de seuils de nuisibilité et d'intervention ainsi que de procédures d'observations et d'échantillonnages assez couramment appliquées par les techniciens conseillers des viticulteurs.

Principales méthodes de lutte		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Principaux groupes de bio-agresseurs		Nb trait.				
Champignons	Mildiou	5-7 (E)	-	-	-	x (e)
	Oïdium	5-7 (E)	-	-	-	x (e)
	Black-rot	0-2 (sp) (E)	-	-	-	-
	Brenner	0-2 (sp) (E)	-	-	-	-
	Excoriose	0-2 (E)	-	-	-	-
	Pourriture grise	0-3 (e)	-	-	-	xx (E)
	Eutypiose	0-1 (e)	-	-	xx (E)	xx (E)
	Esca	-	-	-	x (e)	-
	Pourridié	x (e)	-	-	x (e)	-
Bactéries	Nécrose bactérienne	2-3 (e)	-	-	-	xx (e)
Virus (cf. nématodes)	Court noué (vect) Enroulement		Sélection sanitaire (E)	-	x	-
Phytoplasmes	Flavescence (vect)	2-3 (E)	-	-	xxx (e)*	-
	Bois noir	-	-	-	xxx (e)*	x (e)
Acariens	Araignées rouge et jaune Acariose	0-2 (e)	-	xxx (E)	-	-
Insectes	Eudemis	0-3 (E)	-	xx (E)	-	-
	Cochylis	0-3 (E)	-	xx (E)	-	-
	Cicadelle verte	0-1 (E)	-	x (e)	-	-
	Scaphoïdeus	3 (E) *	-	-	-	-
	Phylloxéra	0	xxx (E)	-	x (e)	-
	Autres insectes		-	-	-	-
Nématodes	Xiphinema	x (Désinf. sol) (e)	x (e)	-	-	x
Adventices	Espèces diverses	1-3 (E)	-	-	x (e)	xx (E)
Autres*						

Lutte chimique : sp = traitements spécifiques

Mise en pratique : limitée (x), modérée (xx), importante (xxx), aucune (-)

Efficacité : partielle (e), satisfaisante (E)

* : traitements réglementaires obligatoires (cas du Scaphoïdeus vecteur de la Flavescence dorée)

Tableau 4.5-2. Efficacité des méthodes de lutte contre les maladies de la vigne.

4.5.2.4. Protection intégrée

Dans les paragraphes précédents, les différentes méthodes de protection ont été décrites sans considérer les démarches mises en œuvre par un nombre de viticulteurs encore faible (5% au dire des experts de l'ITV) mais en accroissement, visant une production intégrée de raisins et faisant appel à un usage raisonné des pesticides. Dans la mesure où la protection intégrée (IPM) s'inscrit dans une approche globale qui doit être considérée comme une alternative aux pratiques actuelles, celle-ci sera développée dans le chapitre suivant. Nous tenons cependant à préciser ici que la profession viticole dispose d'ores et déjà d'un référentiel technique national élaboré par l'ITV et l'ONIVINS (Coulon, 2000), adapté d'une directive de l'OILB (Anonyme, 1999) émanant d'une somme d'expériences acquises dans divers pays européens, notamment en Suisse.

4.5.3. Les alternatives

La question des alternatives à la protection chimique peut être abordée sous plusieurs angles d'approche :

- la possibilité de substituer aux traitements pesticides des traitements à l'aide de préparations biologiquement actives, d'origine généralement naturelle, sans impacts reconnus sur l'environnement ou la santé, pouvant conduire à une suppression ou une limitation des applications de pesticides sans remettre en cause profondément les pratiques culturales.
- les perspectives de mise en œuvre de systèmes culturaux moins vulnérables aux bio-agresseurs donc moins dépendants des pesticides.
- les conditions d'acceptabilité de leur mise en œuvre donc les freins éventuels à leur diffusion, sachant que la vigne est une culture qui, à la différence de nombreuses autres, est fortement contrainte par les normes des AOC et dont les pratiques ne peuvent conduire à des effets susceptibles de déprécier la qualité de ses produits. Cet aspect est hors du champ du chapitre 4.

4.5.3.1. Procédés innovants

a) Méthodes génétiques (variétés résistantes)

L'absence de gènes de résistance exploitables chez *Vitis vinifera* pose nécessairement la question de l'avenir d'éventuelles variétés résistantes issues d'OGM ou d'hybrides interspécifiques puisque, en l'état des réglementations en vigueur, elles ne pourraient être acceptées. Certains gènes conférant une résistance de haut niveau, comme le gène *Rum* de résistance à l'oïdium mis en évidence chez *Muscadinia rotundifolia* possède un déterminisme monofactoriel qui permet d'envisager une introgression dans les variétés sensibles de *V. vinifera* comportant un minimum de "pollutions alléliques" provenant du parent résistant (Bouquet *et al*, 2000, 2001). On doit cependant s'interroger sur la durabilité d'un tel gène dans un système de culture pérenne sachant que l'oïdium est un parasite de type polycyclique, à forte variabilité et disséminable à longue distance (Rapilly, 1991). En revanche, l'amélioration des porte-greffes demeure ouverte. Les programmes en cours visent plusieurs objectifs : la résistance au virus du court noué (GFLV) ou son vecteur *X.index*, la résistance à certains facteurs abiotiques (chlorose ferrique) enfin, la réduction de la vigueur conférée au greffon pour diminuer la sensibilité aux maladies et accroître la qualité du raisin (Cordeau, 1998). Les méthodes utilisables dans ce cas n'excluent pas *a priori* la transgénèse (Walter et Soustre-Gacougnon, 2001).

b) Méthodes biologiques

. Cas des champignons

Il n'existe que peu d'applications actuelles de la lutte biologique sur vigne en France (Silvy et Riba, 1999) puisque la première homologation (provisoire et sous réserve de compléments de résultats d'efficacité) vient d'être accordée à une bactérie antagoniste, *Bacillus subtilis* pour la protection des grappes contre la pourriture grise. Des recherches en cours visent à développer :

- d'autres micro-organismes antagonistes ou hyperparasites : *Trichoderma sp.*, *Ulocladium atrum*, contre *Botrytis cinerea*, *Ampelomyces quisqualis* et *Reynoutria sachalinensis* contre l'oïdium (Marrone, 1999, Roudet et Dubos, 2000) ;
- des préparations issues de micro-organismes comme le chitosan (Amborabe et Aziz, 2004), des extraits aqueux de plantes (graines de Fenugrec) ou d'algues (laminarine) (Aziz et Poinssot, 2003), à propriétés élicitrices des systèmes de défense naturelles des plantes comme la production de viniférines qui sont des phytoalexines à propriétés fongicides (Daire et Poinssot, 2002).

Ces micro-organismes ou ces préparations apportent des niveaux de protection généralement partiels, inconstants et dépendants des conditions de milieu. Plusieurs facteurs contribuent à la lenteur de leur mise en œuvre dans la pratique : le faible intérêt des industriels de la phytopharmacie pour cause de marché réduit (celui-ci reste ouvert à des développeurs peu familiers des procédures d'homologation), l'insuffisance des connaissances permettant de définir le contexte de pratiques culturales susceptible de valoriser l'effet de ces procédés. Enfin et surtout, le point de comparaison avec l'efficacité des traitements chimiques reste un point critique pour les utilisateurs.

. Cas des ravageurs

De très nombreuses espèces auxiliaires d'insectes et d'acariens pouvant s'attaquer aux ravageurs de la vigne ont été décrites, cependant, les seules méthodes de lutte biologique homologuées ou appliquées en viticulture concernent l'utilisation des typhlodromes contre les acariens phytophages et les thrips (Kreiter *et al*, 1989) ainsi que l'application d'une bactérie, *Bacillus thuringiensis* contre les tordeuses de la grappe (*L.botrana* et *E.ambiguella*). Appliquée avant les premières éclosions des larves de *L.botrana*, cette dernière technique apporte des résultats très satisfaisants (Roehrich et Boller, 1991). L'ensemble des travaux de recherches réalisés sur la possibilité d'appliquer une lutte biologique par inondation ou augmentation de diverses espèces (trichogrammes contre les tordeuses, *Anagrus atomus* contre la cicadelle verte) n'a pas permis jusqu'alors d'apporter des résultats concluants pour diverses raisons : manque de synchronisation entre les cycles du phytophage et de son ennemi, niveau d'efficacité insuffisant, difficultés de production des insectes (Rossi, 1993) .

Comme alternative à la lutte chimique qui aujourd'hui ne vise principalement que les tordeuses, la technique de confusion sexuelle est la plus séduisante. Les conditions de valorisation et les contraintes de cette méthode sont aujourd'hui bien caractérisées. Certaines limites demeurent cependant à préciser, comme les risques d'adaptation à long terme du comportement des insectes et l'impact de l'abandon des traitements insecticides sur l'émergence de ravageurs secondaires par ex. Les suivis à long terme réalisés dans les vignobles qui ne sont plus soumis aux traitements semblent cependant plutôt indiquer une régulation naturelle des populations d'insectes et acariens ravageurs par la présence du cortège des ennemis naturels généralistes ou spécifiques inféodés au vignoble ou à la végétation périphérique (Delbac *et al*, 1996). Cet équilibre peut toutefois être rompu dans les vignobles soumis à la lutte chimique obligatoire contre *S.titanus*, le vecteur de la Flavescence dorée (Kreiter 2000).

En résumé, si l'on exclut l'impasse que constitue le problème du phytoplasme de la FD, nous disposons aujourd'hui des outils permettant de protéger la vigne contre les ravageurs sans faire appel aux insecticides. Pour faire face à la difficulté due à la FD, des travaux sont menés pour évaluer les possibilités de développer une lutte biologique par acclimatation d'insectes parasites issus de l'aire d'origine de la cicadelle, la zone des grands lacs américains, afin de réduire le risque d'extension du phytoplasme. Les résultats ne sont que préliminaires (Malusa, 2000).

Pour le long terme, deux types de recherches susceptibles d'étendre le champ des méthodes alternatives sont poursuivis. Celles-ci concernent d'une part la possibilité de mettre en œuvre une stratégie "Push & Pull" qui est une méthode de "confusion de ponte" contre les tordeuses visant à rendre les grappes dissuasives pour la ponte tout en organisant des leurres de ponte hors des pieds de vigne (Thiéry *et al*, 2002 ; Maher *et al*, 2000). D'autre part, dans le cadre d'une production viticole très intégrée, incluant la dimension du paysage et la gestion de la biodiversité, des études sont menées pour évaluer la possibilité de réguler les populations de ravageurs en interaction avec celles de leurs ennemis naturels, à l'aide de zones écologiques réservoirs, de haies arbustives ou de bandes enherbées (Van Helden, 2001).

Principales méthodes de lutte		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Principaux groupes de bio-agresseurs						
Champignons	Mildiou	+++	-	-	-	+
	Oïdium	+++	-	-	-	+
	Black-rot	+++	-	-	-	-
	Brenner	++	-	-	-	-
	Excoriose	+	-	-	-	-
	Pourriture grise	+	-	-	-	++
	Eutypiose	+	-	+	+	++
	Esca	-	-	-	+	+
	Pourridié	+	-	+	+	+
Bactéries	Nécrose bactérienne	+	-	-	-	+
Virus	Court noué (cf. nématodes)	-	++	-	-	-
Phytoplasmes	Flavescence dorée (cf. Scaphoïdeus)	-	-	-	-	-
Acariens	Tétranyques	+	-	+++	-	+
	Acariose, Erinose	++	-	-	-	+
Insectes	Eudemis, Cochylis	+	-	++	-	++
	Cicadelle verte	-	-	+	-	++
	Scaphoïdeus (vecteur FD)	+++	-	+	-	-
	Autres insectes	-	-	+	-	+
Nématodes	Xiphinema (vecteur virus)	+	+	-	-	++
Adventices	Espèces diverses	++		-	-	++

Tableau 4.5-3. Méthodes de lutte alternatives (futures ou potentielles) contre les maladies de la vigne.

4.5.3.2 Pratiques culturales préventives

Les choix culturaux en viticulture sont très généralement déterminés par des objectifs stratégiques. Les choix variétaux, les densités de plantation et les systèmes de taille par exemple sont généralement guidés par des objectifs de production qui sont contraints par les systèmes d'AOC (Roby et Van Leeuwen, 2001). Même s'ils conduisent à des niveaux de réceptivité variables aux bio-agresseurs et donc peuvent déterminer des niveaux de dépendance différenciés aux pesticides, ils ne sont pas décidés en fonction de ce dernier critère. En revanche, au sein d'un système contraint donné, des marges d'action existent dans les pratiques culturales utilisables. Certaines d'entre elles ont été identifiées et sont mises en œuvre comme facteurs de minimisation des risques.

Action sur les inoculum primaires

Les méthodes visant à réduire l'inoculum primaire sont potentiellement intéressantes contre les bio-agresseurs effectuant un cycle annuel ou pluriannuel. Ces cas de figure sont minoritaires en viticulture. Les actions les plus courantes consistent le plus souvent en des opérations d'élimination des plantes malades difficilement assimilable à une technique culturale mais plutôt à de la prophylaxie. L'exemple type est celui de la lutte contre l'eutypiose (maladie de dépérissement due à *E.lata*) dont la source de conservation se situe au niveau des écorces des souches malades. Le couplage de la prophylaxie avec une taille d'hiver tardive, alors que les plaies de taille sont peu réceptives aux contaminations primaires comparativement à une taille précoce, est une pratique reconnue pour réduire les risques (Lecomte *et al.*, 1999).

Pour les champignons se conservant hors des souches, dans les feuilles mortes par exemple, des opérations lourdes d'élimination des feuilles en hiver ne pourraient se justifier que par une nuisibilité économique élevée du pathogène, ce qui n'est pas le cas de *Pseudopeziza tracheiphyla* seul champignon de type monocyclique ayant un mode de survie foliaire en hiver (Dubos, 2000). L'intérêt

de la destruction des feuilles mortes a souvent été évoqué quant à ses effets possibles sur le mildiou. La méthode n'a cependant pas été évaluée en pratique en raison du caractère polycyclique du parasite qui réduit en théorie son impact prévisible. En revanche, pour freiner les épidémies de ce parasite et retarder les premières interventions fongicides, un épamprage précoce pour éviter la formation des foyers primaires sur la végétation basse et un drainage des parcelles pour supprimer les mouillères favorables à la formation de ces foyers sont conseillés. En fait, comme souvent en viticulture, ces pratiques utiles pour la protection sont mises en œuvre dans la mesure où elles ont d'autres justifications agronomiques, faciliter la pénétration d'engins mécaniques dans les parcelles par ex. dans le cas de la suppression des mouillères (Lafon et Bulit, 1981).

Réduction du taux de croissance épidémique

Diverses opérations culturales agissant directement sur l'hôte et indirectement sur le milieu (microclimat au niveau des organes sensibles) sont susceptibles de modifier la dynamique épidémique des bio-agresseurs de type polycyclique et d'en réduire les impacts économiques. Il peut s'agir :

- de techniques mises en œuvre classiquement pour conduire la culture indépendamment de leur incidence sur les bio-agresseurs : type de taille (modification de l'architecture du végétal), rognages et ébourgeonnages (réduction de la biomasse foliaire sensible au mildiou ou à l'oïdium) ;
- de techniques appliquées spécifiquement pour réduire le développement des bio-agresseurs : effeuillage de la zone des grappes contre *B.cinerea* par ex. permettant une meilleure pénétration du rayonnement dans la zone des grappes et une moindre humidité relative au niveau des baies ;
- de techniques visant conjointement les deux objectifs. Nous pouvons mentionner ici le cas de l'enherbement qui peut contribuer à réduire les risques d'érosion et de compaction des sols mais aussi la vigueur des vignes (par effet de concurrence pour les ressources en eau ou azote) et ainsi permettre de mieux maîtriser les rendements (facteur de qualité) tout en créant un microclimat moins propice au *B.cinerea*. Plusieurs résultats expérimentaux montrent que le facteur vigueur maîtrisée peut conduire à une moindre dépendance aux traitements phytosanitaires contre la pourriture grise (Dubos, 2000) et un moindre développement des attaques de mildiou ou d'oïdium sur le feuillage.

Il est difficile aujourd'hui d'attribuer aux procédés culturaux un impact suffisant pour conduire à une réduction très sensible des pesticides appliqués en viticulture, à l'exclusion probablement des anti-Botrytis (économie potentielle maximum de 1 ou 2 traitements). Elles sont considérées comme des pratiques pouvant venir améliorer le niveau de protection espéré, dans le cadre d'une couverture chimique, notamment lors des années à forte pression de maladie. Une marge de valorisation reste cependant possible si l'on peut montrer en quoi et dans quelles conditions une pratique donnée peut autoriser une réduction du nombre d'applications voire la substitution de certains d'entre eux par des préparations biologiques ou bio-pesticides. Il s'agit d'un domaine de recherches à développer : quelles variables d'état du système jouant comme indicateur de décision modifie-t-on par une technique donnée? Sur quelles bases arbitrer entre plusieurs décisions stratégiques possibles impliquant à la fois des objectifs de production, de qualité, de respect de l'environnement et d'optimisation économique ?

4.5.3.2. Perspectives de l'IPM en viticulture

Deux objectifs majeurs caractérisent l'IPM en viticulture : réduire la sensibilité de la culture aux bio-agresseurs et corrélativement celle de l'utilisation des pesticides au strict nécessaire.

Depuis une trentaine d'années des expériences sont conduites dans différents pays européens pour développer des méthodes alternatives à la lutte chimique, en préciser l'intérêt et les limites. Elles ont donné lieu à des échanges dans le cadre du groupe de travail vigne de l'OILB / SROP (Boller 2003). Les innovations se sont avérées plus nombreuses dans le cas de la lutte contre les ravageurs que contre les maladies. La compilation des résultats a abouti, en 1999, à la rédaction d'une directive de l'OILB concernant la production intégrée de raisin (Anonyme, 1999). Cette directive précise que l'IPM en viticulture n'est pas une pratique en soi mais que son cadre est celui d'une approche globale et cohérente de la production. Cette dernière doit viser à promouvoir une viticulture respectueuse de l'environnement, économiquement viable et soutenant la multifonctionnalité de l'agriculture dans ses aspects sociaux, culturels et récréatifs. A ce titre, elle considère à la fois :

- la nécessité d'une production de raisins sains, de qualité et possédant un minimum de résidus,
- la santé des producteurs manipulateurs de pesticides,
- la diversité biologique de l'écosystème viticole et de ses alentours,
- l'utilisation de toutes les ressources et mécanismes de régulation naturelle,
- l'équilibre des sols à long terme,
- la minimisation de la pollution des eaux, du sol et de l'air.

La traduction de ces objectifs en pratiques de protection se situe dans la directive OILB à divers niveaux :

- définir une liste limitative des bio-agresseurs à combattre, des antagonistes naturels à privilégier, des mesures culturales et prophylactiques à mettre en oeuvre,
- estimer les risques (avertissements agricoles, niveau de sensibilité variétale, seuils de risques, modèles prédictifs),
- préférer les procédés de lutte biologique ou biotechniques à la lutte chimique,
- établir un choix raisonné de produits phytosanitaires (faible toxicité pour l'homme, faibles risques de résistance, faibles impacts non intentionnels sur les organismes utiles, la qualité, la pollution des milieux ou les opérations de transformation technologique),
- améliorer les techniques et le matériel de pulvérisation (limitation des impacts sur l'homme et l'environnement).

Depuis sa parution, la directive OILB a été traduite ou adaptée dans la plupart des pays producteurs de vin européens. En France, en 2000, elle a servi de base à la rédaction du référentiel technique national ITV-ONIVINS pour la production intégrée de raisins. Il s'agit donc d'un référentiel ICM.

Le référentiel technique ITV-ONIVINS

Le référentiel fixe un ensemble d'objectifs minimum destinés aux viticulteurs et pouvant être atteints à moyen terme par paliers successifs. Il est sensé constituer de fait un état du savoir faire en termes de gestion des vignobles eu égard à la maîtrise des impacts environnementaux de la production viticole. Il peut servir de base à divers cahiers des charges régionaux et être un outil d'aide et de réflexion pour des viticulteurs souhaitant souscrire des contrats de développement durables. Il est validé par les CRARQUE dans le cadre des opérations de qualification des exploitations au titre de l'agriculture raisonnée. A la différence de la directive OILB, il n'exclut pas de recourir, à titre dérogatoire, à certaines pratiques présentant des risques écologiques identifiés, en cas d'impasses techniques, face à certains risques majeurs (application de nématicides dans les sols contaminés par *Xiphinema index* en cas de présence avérée du GFLV par ex.). Le référentiel est décliné dans les différentes régions de production après adaptation aux spécificités locales. Il est complété pour les viticulteurs élaborateurs de vins par un référentiel technique de pratiques œnologiques intégrées.

L'ITV a élaboré un outil de diagnostic d'exploitation qui permet de situer les pratiques du viticulteur engagé dans une démarche IPM, par rapport aux exigences du référentiel. La démarche s'est largement inspirée de celle élaborée en Champagne par le CIVC (Anonyme, 2001) pour mettre en œuvre le référentiel technique AOC Champagne Viticulture raisonnée. Il s'agit d'une grille de saisies d'informations qualitatives ou quantitatives portant sur des indicateurs de comportement, d'équipements ou de consommation d'intrants répartis dans plusieurs chapitres d'importance équivalente (protection intégrée, méthodes de pulvérisation, effluents et déchets par ex.). Pour chaque chapitre, l'objectif PI correspond à la somme des engagements demandés et l'évaluation permet de préciser, en pourcentage, la part de l'objectif rempli par rapport à l'objectif fixé.

Les actions d'accompagnement visant à promouvoir l'IPM portent sur une évaluation des contraintes ou des difficultés de sa mise en œuvre dans un ensemble de fermes de références au plan technique et économique (Coulon 2002).

Objectifs		Exemples d'engagements	Exemples de recommandations
Formation des viticulteurs	- Qualification professionnelle - Sensibilisation	Stages	Travail en groupes
Préservation de l'environnement viticole	- Biodiversité floristique et faunistique - Pollution des milieux	Zones écologiques réservoirs (5% SAU)	Dispositifs enherbés Haies
Plantation du vignoble	- Préservation à long terme des terroirs	- Matériel végétal certifié - Dévitalisation des souches court-nouées - Délai d'1 an avant plantation	Diversification des clones, cépages et porte-greffes
Entretien des sols	- Prévention de l'érosion et de la compaction - Minimisation des pollutions	- Pas de désherbage chimique généralisé - Enherbement des tournières et contours de parcelles	Couverture végétale hivernale Travail mécanique du sol, enherbement partiel ou total, mulching
Gestion du sol et de sa fertilité	- Préservation de la structure des sols, de la faune et la microfaune - Recyclage de la matière organique	- Fertilisation minérale limitée au strict nécessaire - Restitution de la matière organique	
Irrigation	- Prévention du lessivage des éléments fertilisants	Contrôle de la qualité de l'eau	
Travaux en vert et sur souches	- Prophylaxie - Equilibre de la croissance	- Taille équilibrée - Aération de la zone fructifère	
Protection intégrée	- Réduction de la sensibilité des plantes - Réduction des intrants au strict nécessaire - Régulation naturelle des bio-agresseurs - Réduction des risques utilisateurs de pesticides - Réduction de la pollution des milieux	- Prophylaxie - Avertissements agricoles - Suivi biologique des bio-agresseurs - Seuils de tolérance - Outils de prévisions des risques - Favoriser la faune auxiliaire - Choix des produits - Pulvérisation si absolue nécessité	Minimisation des résidus : pas d'utilisation de pesticides à l'approche de la récolte
Manipulation des produits phytosanitaires, effluents et déchets	- Limiter les risques - Eviter les pollutions ponctuelles	- Equipements de protection individuelle - Normes des locaux de stockage - Bonne gestion des emballages vides - Pas de manipulations près des points d'eau	Aire de remplissage et de lavage des produits
Qualité et sécurité de la pulvérisation	- Réduction des pollutions diffuses - Sécurité des applicateurs	- Diagnostic et étalonnage pulvérisateur - Cuves de rinçage - Calcul des quantités de bouillie à pulvériser	- Ajuster les doses à la surface végétale - Applications face par face
Traçabilité, contrôles, agrément	- Mémoire des opérations - Auto-évaluation	- Cahier de suivi technique	- Coût des pratiques - Enregistrement des conditions climatiques, des opérations...

Tableau 4.5-4. Bases du référentiel technique national "Production intégrée de raisin" ITV-ONIVINS.

Facteurs limitants

Si la prise de conscience des viticulteurs pour faire évoluer leurs pratiques en direction d'une meilleure prise en compte des problèmes environnementaux est indéniable, on doit constater que la fraction de producteurs pouvant se prévaloir de mettre en œuvre l'IPM demeure faible bien qu'aucune enquête statistique ne permette d'avancer de chiffre. Selon les experts de l'ITV, il se situerait en de ça de 5 %. Cette situation traduit de réelles difficultés d'ordres divers comme le déficit de formation, d'information, d'outils ou d'équipements mais aussi de connaissances.

L'objectif IPM est en fait particulièrement complexe car au-delà du bon usage des pesticides (choix des produits, conditions de pulvérisation gestion des déchets), du respect de seuils d'interventions contre les ravageurs et de la mise en œuvre de techniques culturales préventives qui relèvent d'un capital savoir, on doit souligner un sérieux déficit de connaissances épidémiologiques sur les maladies permettant d'évaluer les risques de dommages et donc de décider ou justifier les interventions phytosanitaires. Cette situation est un frein très sérieux à la limitation du nombre de traitements. Enfin il convient d'observer que les pratiques relevant du référentiel Production Intégrée n'ont pas été évaluées sur la base de leur capacité à maîtriser les processus parasitaires polyétiques.

Viticulture biologique

La viticulture biologique est définie au plan européen, comme les autres formes d'agriculture biologique par le règlement CEE N° 20292/91. Elle se caractérise entre autres par un mode de production basé sur la gestion de l'activité microbienne des sols et le recyclage des déchets organique (Coulon et Sentenac, 2001). En fait, elle se distingue fondamentalement de la viticulture raisonnée par le choix des produits phytosanitaires utilisés (exclusivement minéraux ou naturels) et par l'obligation de travail du sol alors que le désherbage chimique appliqué en plein ou limité aux rangs de plantation constitue une option de la viticulture classique ou intégrée. Comme en IPM, la viticulture biologique fait face aux attaques de ravageurs grâce à la confusion sexuelle, au *B.thuringiensis* et à la régulation naturelle des populations d'insectes ou d'acariens par les auxiliaires. Pour contrôler *S.titanus* vecteur de la FD, elle se heurte aussi à la nécessité de faire appel à des molécules qui, bien que naturelles et peu rémanentes comme la roténone, n'en sont pas moins toxiques à l'égard des auxiliaires (Rousseau, 2000).

La viticulture biologique ne propose pas non plus à proprement parler de méthodes alternatives originales contre les bio-agresseurs majeurs susceptibles de limiter les intrants fongicides. Elle est en effet étroitement dépendante de traitements au cuivre (anti-mildiou) et au soufre (anti-oïdium) qui sont généralement nombreux car à mode d'action préventif. L'application répétée du cuivre depuis plus d'un siècle dans certaines parcelles a conduit à des situations d'accumulation dans les sols pouvant s'avérer phytotoxiques à l'égard des jeunes plantations (Delas,1980), des perturbations de la microflore et de la faune lombricienne (Chaussot, 2003). Les risques d'intoxication des micro-organismes aquatiques sont notables en cas de dérive des pulvérisations. L'impact de ces traitements peut toutefois conduire à des effets sub-phytotoxiques contribuant à réduire la vigueur des plantes et corrélativement l'impact de certains parasites comme *B.cinerea*, l'agent de la pourriture grise. Par ailleurs, les résidus de cuivre dans les moûts peuvent induire des altérations de la typicité aromatique des vins en interagissant avec les groupements thiols des molécules précurseurs d'arômes (Darriet *et al*, 2001)

En résumé, les pratiques culturales mises en œuvre en viticulture biologique ne sont pas réellement spécifiques et ne sont pas de nature à apporter une alternative à la protection chimique, aussi les perspectives de restrictions réglementaires susceptibles de concerner le cuivre dans le cadre de la réhomologation européenne (directive 91/414) à l'horizon 2006 n'excluent pas la possibilité d'une impasse technique si les doses hectares autorisées devaient être inférieures au seuil actuel de 6 kg / an (valeur dérogatoire). Les vignobles exposés à des conditions climatiques sèches, moins exposés aux risques de mildiou, seraient évidemment moins concernés. Ce scénario est d'autant plus à craindre qu'aucune étude publiée ne permet de valider l'intérêt de certaines préparations à base de plantes (purin d'orties par ex) autorisées dans le cahier des charges de l'agriculture biologique.

4.5.4. Bilan intermédiaire pour la vigne

La production viticole apparaît aujourd'hui extrêmement dépendante de l'utilisation des pesticides d'un point de vue micro-économique mais aussi structurel en raison des règles qui l'encadrent. Elle est confrontée à une gamme diversifiée de bio-agresseurs présentant des profils épidémiologiques et un potentiel de nuisance variables face auxquels les perspectives de mise en œuvre de méthodes alternatives s'avèrent limitées. Une distinction doit être faite cependant entre les agents pathogènes et les ravageurs animaux. Contre les premiers, les propositions sont surtout restreintes à la maîtrise de la vigueur des plantes. Contre les seconds, insectes et acariens, les procédés de lutte biologiques, biotechniques ou le respect de la faune auxiliaire peuvent dans une majorité de situations assurer une bonne prévention des dommages. Le recours aux insecticides demeurera cependant conditionné localement par la nécessité de limiter la progression de la flavescence dorée.

La mise en œuvre de la protection intégrée par une fraction croissante de producteurs constitue un objectif devant conduire à deux types de résultats : une réduction du nombre de traitements et une amélioration des pratiques de gestion et d'application de produits phytosanitaires. Il devrait en résulter des avantages environnementaux mais le lien reste à établir, sur la base d'indicateurs pertinents, entre pratiques et impacts. Par ailleurs, le gain financier ne peut être tenu pour négligeable par une économie viticole en crise face à la concurrence mondiale.

Les expériences pilotes ou de démonstrations conduites en régions conduisent à situer l'économie potentielle de pesticides en viticulture dans une fourchette de 30-50%. Cependant, le pourcentage d'adeptes de la protection raisonnée ou intégrée demeure faible, ce qui traduit l'existence de sérieux facteurs de blocages qui devront être analysés pour conduire à des propositions d'actions. Ces facteurs sont de natures diverses mais concourent majoritairement au fait que la capacité de décision ou d'arbitrage du viticulteur face à sa perception des bénéfices et des coûts attendus d'une intervention est très insuffisante. Parmi les pistes qui nous semblent devoir être privilégiées pour faciliter les évolutions nécessaires certaines relèvent de l'apport de connaissances disciplinaires, notamment dans le domaine de l'épidémiologie et de l'agronomie : modélisation, fonctions de pertes, outils de prévision, élaboration de scénarios s'appuyant sur des leviers d'action technique optimisant les impacts agronomiques sur la qualité environnementale, celle du raisin et le rendement. D'autres relèvent d'approches pluridisciplinaires et de la problématique du développement durable (à traiter hors de ce chapitre) : comment remonter le niveau d'exigences en matière d'impacts environnementaux (par de moyens réglementaires, incitatifs, privés ou collectifs par ex.) de manière compatible avec les intérêts économiques des différentes parties prenantes ? La réponse à cette question conduit à l'obligation de développer des méthodologies adaptées, la modélisation notamment, pour structurer l'interface entre disciplines et fournir des supports d'aide à la décision.

4.6. L'arboriculture fruitière

4.6.1. Principaux bio-agresseurs en arboriculture fruitière

S'agissant de cultures pérennes, on peut comme pour la vigne distinguer les bio-agresseurs à l'origine de pertes de récolte et ceux qui affectent le patrimoine de production. Dans le cas des arbres fruitiers, ces catégories sont assez largement liées au type d'organe atteint. On les représentera par : T parasites telluriques, B du bois, V des organes verts, F des fleurs ou fruits, sachant qu'il existe des recouvrements entre catégories

Virus et phytoplasmes

V- Sharka (plum pox virus) sur arbres fruitiers à noyaux Lutte obligatoire
V- Enroulement chlorotique de l'abricotier (ECA) Lutte obligatoire

Bactéries

B- Galle du collet (*Agrobacterium tumefaciens*)
V- Feu bactérien (*Erwinia amylovora*) sur fruits à pépins Lutte obligatoire
V- Taches bactériennes (*Xanthomonas arboricola*) Lutte obligatoire
V- Dépérissements bactériens (*Pseudomonas syringae*), arbres fruitiers à noyaux

Maladies fongiques

T- Pourridiés (*Armillaria mellea*) sur les différentes espèces fruitières
V- Cloque du pêcher (*Taphrina deformans*), en pêcher et amandier,
V- Oïdium du pommier et du poirier (*Podosphaera leucotricha*)
V&F- Tavelure du pommier (*Venturia inaequalis*), Tavelure du poirier (*Venturia pirina*)
F- Monilioses (*Monilia fructigena*), arbres fruitiers à pépins et à noyaux ;
F- *M. laxa* et *Monilinia fructicola* sur arbres fruitiers à noyaux

Acariens

V- Acarien rouge *Panonychus ulmi* sur différentes cultures fruitières
V- Acarien jaune *Tetranychus urticae*, surtout pêcher et abricotier

Insectes (principales espèces)

Pucerons

V- Puceron lanigère *Eriosoma lanigerum*
V- Puceron vert du pommier *Aphis pomi*
V- Puceron noir du cerisier *Myzus cerasi*
V&F- Puceron cendré du pommier *Dysaphis plantaginea*,
V&F- Puceron mauve du poirier *Dysaphis piri*
V&F-Puceron vert du pêcher *Myzus persicae*

Psylles

V- Psylle commun du poirier *Cacopsylla piri*

Cochenilles

B&F- Pou de San Jose *Diaspidiotus perniciosi*, sur espèces fruitières, Lutte obligatoire
B- Cochenille blanche du mûrier *Pseudolacaspis pentagona* sur pêcher, abricotier, amandier

Coléoptères

B : divers scolytes et capnodes ; V divers charançons dont les péricètes ; F : anthonomes

Lépidoptères

F : Carpocapse des pommes *Cydia pomonella* sur arbres fruitiers à pépins et noyer, très occasionnellement en France abricotiers et pêchers
F : Tordeuse orientale *Cydia molesta* sur pêcher, secondairement pommiers et poiriers
F : Carpocapse des prunes *Cydia funebrana* sur prunier
F : tordeuses de la pelure (plusieurs espèces de Tortricidae)
V : mineuses des feuilles, principalement *Phyllonoricter blancardella* sur pommiers et poiriers
B : Zeuzère *Zeuzera pirina* sur pommiers poiriers, cossus, et sésies sur différentes espèces

4.6.2. Pratiques actuelles

Les dommages essentiels en arboriculture fruitière sont causés par les bio-agresseurs se développant sur fleurs ou sur fruits. Toutes les espèces listées ci-dessus dans la catégorie F font l'objet de mesures de lutte chaque année dans une majorité de vergers conventionnels, à l'exception des tordeuses de la pelure et du pou de San-José dont la présence n'est pas régulière.

La lutte contre cette dernière espèce, très polyphage, est obligatoire lorsqu'elle est présente (lutte chimique).

Plusieurs maladies font l'objet d'une lutte collective obligatoire. Des prospections supervisées par le SPV sont organisées dans les bassins de production touchés, et les arbres infestés sont arrachés (voire les vergers dans le cas de forte contamination sharka). L'efficacité de la lutte contre les vecteurs (divers pucerons pour la sharka, psylle du prunier pour *Xanthomonas*) est très faible.

Hors ces maladies, peu de bio-agresseurs ne s'attaquant pas aux fruits sont régulièrement l'objet de mesures de protection. C'est néanmoins le cas pour la cloque du pêcher, compromettant la croissance des arbres et la fructification, et pour la zeuzère qui peut tuer des jeunes pommiers et poiriers en l'absence de lutte. Elle fait annuellement l'objet de 1 à 4 traitements (pyréthrianoïdes) dans les bassins Rhône-Méditerranée et sud-ouest (Coupard et Reynier 2005).

Sont aussi régulièrement traités le psylle sur poirier et les acariens (*P. ulmi* essentiellement), mais avec pour ces deux espèces des seuils d'intervention qui ne sont pas toujours atteints du fait d'une possibilité de régulation naturelle (Pekar 1999, Lyoussoufi *et al* 1994, Sauphanor *et al* 1993).

Comme pour la majorité des systèmes de culture, la protection des vergers se fait essentiellement par voie chimique. D'une importance limitée en termes de surfaces occupées (1% de la SAU) et de poids économique (4% de la valeur de la production agricole totale), l'arboriculture fruitière est caractéristique pour l'intensité de sa protection phytosanitaire. En 1998, elle représentait en valeur 4% du marché national des fongicides et 21% du marché des insecticides. Le verger de pommiers est le plus étendu (54 000 ha, sur 170 000 ha de verger national), c'est aussi le plus traité (Codron *et al.*, 2003). Il recevait en moyenne en 1997 : 17,6 traitements fongicides et 10,5 traitements insecticides / acaricides. Le verger de poiriers recevait quant à lui, 10 fongicides et 10,9 insecticides / acaricides, et le verger de pêcheurs, 7,5 fongicides et 6,6 insecticides / acaricides (Agreste 1998).

Il s'agit de moyennes des valeurs des différentes régions productrices, non pondérées selon la surface du verger régional. A titre d'exemple, le nombre d'applications fongicides en pommiers atteint 24,3 en Limousin et 26 en Midi-Pyrénées. Le nombre de traitements contre le seul carpocapse des pommes est de 9 à 13 selon la précocité de la variété en région PACA (Coupard et Reynier 2005), quand 40% du verger de pommiers national est implanté dans le sud-est. Malgré cela les intrants pesticides en pommier totalisent moins de 1 000 Euros par an sur un total de charges opérationnelles de l'exploitation dépassant 15 000 Euro (Codron *et al* 2003), et une limitation de 0,1% du taux de fruits infestés couvre le prix moyen d'un traitement.

Les mesures de protection des vergers sont définies par des ouvrages de référence déclinés par espèce fruitière et édités par les instituts techniques (ACTA, CTIFL) sous forme de guides pratiques de défense des cultures et de brochures (Giraud *et al* 1996). Ces guides qui font l'objet d'actualisations régulières décrivent la biologie des principaux bio-agresseurs, les méthodes de surveillance, les seuils d'intervention, les méthodes de lutte disponibles. Rédigés en collaboration avec les organismes de recherche et le SPV, ils intègrent les connaissances validées dans le cadre de réseaux d'observation. L'évolution des pratiques suit celle des populations de bio-agresseurs, de la législation des pesticides, des innovations (surtout par l'adoption de méthodes alternatives), et des cahiers des charges en relation avec les stratégies des organisations de producteurs (OP). Ces OP reçoivent pour une majorité d'entre elles l'agrément des sections nationales (pomme, poire, pêche) et sont donc conformes aux chartes Production Fruitière Intégrée (Tronel *et al* 2002). L'analyse des pratiques indique qu'aujourd'hui encore elles sont basées pour l'essentiel sur le raisonnement de la protection chimique :

. choix des produits les moins toxiques pour l'utilisateur, et les moins dommageables à la faune auxiliaire. Cette condition est posée en premier lieu par les entomologistes californiens qui découvrent dès 1952 dans les vergers des pullulations d'acariens, nouveaux agresseurs générés par les traitements

au DDT contre le carpocapse. Les informations sur la toxicité sur auxiliaires des pesticides, issues de publications scientifiques, de bases de données, des résultats de groupes de travail comme Pesticides and Beneficials de l'OILB SROP (Sterk *et al* 1999) et d'essais en vergers en conditions de pratiques agricoles sont synthétisées sous une forme accessible aux praticiens dans une publication actualisée périodiquement (Reboulet et Gendrier 2000).

Ces recommandations de choix des pesticides sont bien reconnues par l'ensemble de la profession. Elles ont permis une réduction du nombre de traitements contre des organismes que favoriserait une pression chimique intense, comme les acariens sur différentes espèces fruitières et les psylles en poiriers. Dans divers pays européens, des cahiers des charges en Production Fruitière Intégrée interdisent le recours aux insecticides les plus toxiques sur auxiliaires (listes rouges, incluant principalement pyréthrinoïdes et organophosphorés). Selon les nouvelles procédures européennes, les dossiers d'homologation de substances actives doivent inclure une évaluation de toxicité sur les principaux groupes d'antagonistes des bio-agresseurs.

. **positionnement optimisé des traitements**, par connaissance et suivi de la dynamique des populations des nuisibles. Cette nécessité est prise en compte de longue date en arboriculture fruitière. L'arrivée des arsénates en 1900 avait marqué le début de la protection chimique des vergers à grande échelle. Très partiellement efficace, elle devait s'appuyer sur une connaissance précise de la biologie des insectes, pour raisonner la protection par un meilleur positionnement des traitements. A cette fin, une relation entre température et développement du carpocapse des pommes fut définie par Glenn dès 1922.

Pour les principaux ennemis du pommier que sont la tavelure et le carpocapse, une prévision des risques à partir de modèles phénologiques est aujourd'hui assurée régionalement et diffusée dans le cadre des avertissements agricoles (Service de la Protection des Végétaux). Elle permet surtout de mieux cadrer les périodes de protection mais des seuils d'intervention sont également définis pour chacun des ennemis clés des différentes cultures fruitières, basés sur des échantillonnages ou des piégeages spécifiques (guides ACTA, CTIFL). Ils permettent lorsqu'ils sont appliqués une réduction de moitié du nombre de traitements contre la tavelure et le carpocapse notamment, mais nécessitent une surveillance à la parcelle et ne font pas l'objet d'une large adoption (Toubon 1999).

. **gestion des résistances aux pesticides**. La résistance aux pesticides des bio-agresseurs des vergers est ancienne. Chez le carpocapse des pommes elle apparaît dès 1928 pour les arsénates (Hough 1928), et à partir de 1955 après seulement cinq années d'utilisation pour le DDT en Australie puis aux USA (Smith 1955). En France ces résistances concernent aujourd'hui une majorité des ravageurs clés des cultures fruitières (tavelure, acariens, différentes espèces de pucerons, psylle, mineuses des feuilles, carpocapse) et suspectées pour d'autres comme la tordeuse orientale du pêcher ou la zeuzère (Sauphanor *et al* 1998, Delorme *et al* 1999, Bues *et al* 2000, Mazzoni & Cravedi 2002). Leur occurrence est directement liée à l'intensité du recours aux pesticides, elles sont souvent peu réversibles et les mesures préventives sont donc à privilégier.

Ces mesures ont fait l'objet de peu d'attention de la part des acteurs institutionnels (recherche, protection des végétaux, instituts techniques) lors de la mise en place des stratégies de protection intégrée. La priorité était donnée alors au choix de nouvelles matières actives plus spécifiques et à meilleur profil environnemental, sans véritable communication sur la nécessité d'alternance ni de rotation de modes d'action ou de familles chimiques dans la mesure où était parallèlement recommandé l'emploi de mesures alternatives de protection. Bien souvent ces nouvelles matières actives se sont avérées plus sujettes que les molécules anciennes à des pertes d'efficacité liées à l'apparition de résistances. Exploré chez le carpocapse des pommes, ce différentiel de durabilité des molécules est attribuable au degré de dominance de la résistance, fonctionnellement récessive dans le cas des pyréthrinoïdes et organophosphorés et dominante pour les principaux groupes de régulateurs de croissance d'insectes : les hétérozygotes, les plus fréquents lors de l'apparition de la résistance au sein des populations, survivent à la dose d'application au champ (Bouvier *et al* 2002).

Les mesures de prévention (limitation du nombre annuel d'applications par famille chimique), qui s'imposent lors de l'apparition de résistances chez un groupe de bio-agresseurs, sont essentiellement portées par les services techniques des industries phytosanitaires. Elles ne sont pas toujours relayées par les services commerciaux de ces mêmes industries, qui à l'instar des arboriculteurs et de leurs

conseillers se focalisent souvent sur l'efficacité de la protection sur l'année en cours. A la résistance est associée une perte partielle ou totale de l'efficacité des traitements, se traduisant souvent par une augmentation de leur fréquence et parfois même par l'abandon du raisonnement c'est-à-dire le retour aux traitements sur calendriers (cas des principaux agresseurs du pommier : tavelure, puceron cendré, carpocapse).

4.6.3. Alternatives

Les méthodes alternatives à la protection chimique sont mises au point essentiellement pour les ravageurs clés. C'est contre eux que les traitements chimiques sont les plus nombreux en stratégie conventionnelle. Leur remplacement par des méthodes spécifiques est donc déterminant, pouvant à la fois favoriser la régulation naturelle de certains agresseurs et le développement d'autres bio-agresseurs préalablement contrôlés par les pesticides non sélectifs.

4.6.3.1. La lutte génétique

La lutte au moyen de variétés résistantes est peu développée en arboriculture fruitière. Des sources de résistances à plusieurs bio-agresseurs du pêcher dont le puceron vert, l'oïdium, la cloque et la Sharka sont identifiées et des programmes de création variétale sont entrepris (Sauge *et al* 1998, Foulongne *et al* 2003). Mais les variétés commerciales sont majoritairement issues de géniteurs sensibles, et le nombre élevé de segments de marché à couvrir (variétés de précocité échelonnée pour chacune des catégories pêches jaunes et blanches, nectarines jaune et blanche, et aujourd'hui pêches plates) laisse peu d'espoir d'un remplacement à terme des variétés sensibles. Les variétés de pommes résistantes à la tavelure permettent de restreindre le nombre de traitements fongicides, qui sont alors dirigés contre l'oïdium (Roche *et al* 2003, Combe *et al* 2005). Malgré un programme actif de création variétale elles sont peu implantées faute d'intérêt du marché pour ces variétés. Outre la segmentation du marché de la pomme, les choix variétaux lors de la plantation sont surtout orientés par l'adaptation aux conditions régionales, les performances agronomiques et les qualités technologiques. Par ailleurs persiste le risque de contournement des résistances dans les zones de production (Parisi *et al* 2005), compromettant l'investissement à long terme que représente la création d'un verger.

4.6.3.2. La lutte biologique

La lutte **par introduction** ou lâchers massifs d'entomophages ou par utilisation d'antagonistes des maladies fongiques est également peu utilisée, malgré l'antériorité dans ce domaine du modèle arboriculture fruitière. Le concept de lutte biologique naît avec l'introduction aux USA, par C.V. Riley en 1889, d'une coccinelle australienne pour réguler les invasions de la cochenille australienne des agrumes. La même année, Riley introduit en nouvelle Zélande des parasites américains du carpocapse des pommes.

Aujourd'hui encore des développements de la lutte biologique sont envisagés en arboriculture fruitière essentiellement contre les insectes et assez peu contre les maladies fongiques comme la tavelure (Carisse & Dewdney, 1982). En Allemagne, les agriculteurs biologiques ont utilisé un temps des lâchers de trichogrammes pour lutter contre le carpocapse des pommes, avec une efficacité limitée. En France, des lâchers d'*Anthocoris nemoralis* pour la lutte contre le psylle du poirier ou de la coccinelle *Harmonia axyridis* contre diverses espèces de pucerons des arbres fruitiers ont été évalués au cours de la précédente décennie. Sans réponse claire sur les conditions d'efficacité de la méthode, le coût de la production de ces auxiliaires s'est avéré trop élevé pour une utilisation pratique. Des lâchers inoculatifs d'*Aphelinus mali*, parasitoïdes du puceron lanigère *Eriosoma lanigerum*, ou du parasitoïde originaire de Chine, *Prospatella perniciosi* pour lutter contre le pou de San José *Quadrastipidiotus perniciosi* sont effectués occasionnellement (Gendrier, 1999).

On peut citer des cas ponctuels d'acclimations réussies, comme récemment dans le cas de la lutte contre *Metcalfa pruinosa*. A l'instar de la vigne, l'introduction de phytoséides (acariens prédateurs d'acariens) reste l'exemple récent le plus cité en matière de lutte biologique en arboriculture fruitière.

Les techniciens du développement en ont été les principaux acteurs en France, et ont accompagné ces introductions d'un soutien aux recommandations de l'OILB ou des instituts techniques (ACTA, CTIFL) en matière de respect des seuils d'intervention par acaricides chimiques. Ces mesures ont été d'autant plus suivies que les acaricides sont d'un coût très élevé et qu'ils voient leur efficacité altérée par l'apparition de résistances. Diverses espèces de phytoséides (acariens prédateurs d'acariens) ont dans un même temps développé des résistances aux pyréthrinoides et aux organophosphorés, et restent donc actifs dans un contexte de lutte chimique intensive contre les autres bio-agresseurs du verger.

Lutte biologique **par conservation**. On recommande en réponse à l'appauvrissement des paysages la création de zones de compensation écologique. Elles peuvent être constituées de bosquets ou de friches, voire de productions extensives sans engrais ni pesticide. Les haies composites (associant diversité spécifique et de structure) en remplacement des haies brise-vent monospécifiques sont largement expérimentées en arboriculture, voire implantées par les producteurs avant même que la démonstration soit faite de leur utilité en termes de régulation du parasitisme. Elles renforcent localement la biodiversité végétale et animale (Rieux *et al* 1999, Simon *et al* 2002, Debras *et al* 2003). Il n'y a à notre connaissance pas d'action à l'échelle du paysage pour aménager des continuités entre ces haies et assumant ainsi un rôle de corridor pour limiter les effets de la fragmentation. Des initiatives ponctuelles, en complément des strictes mesures de protection intégrée, comme la création sur les parcelles ou dans les haies d'habitats spéciaux pour des espèces en danger (nichoirs pour oiseaux, chauve-souris...), favorisent la prise de conscience par les arboriculteurs de l'intérêt des auxiliaires des cultures (Jay 200).

4.6.3.3. La lutte microbiologique

Bacillus thuringiensis n'est efficace sur aucun agresseur clé des vergers (actif sur la Cheimatobie *Operophtera brumata*, peu présente en vergers commerciaux). L'utilisation de divers micro-organismes incluant *Beauveria* et des nématodes entomopathogènes contre le carpocapse a fait l'objet de très nombreuses investigations mais d'aucune application pratique (Cross *et al* 1999), à l'exception notable du virus de la granulose du carpocapse homologué en pommiers et poiriers et recommandé sur des populations modérées du ravageur.

4.6.3.4. La lutte autocide

La lutte autocide (*Sterile Insect technology*) repose sur des lâchers de mâles stérilisés (le plus souvent par rayons γ). Cette méthode a connu des succès très significatifs dans la lutte contre certains diptères (mouches des fruits, mouches du bétail, glossines, moustiques) en particulier sur le continent américain et en Lybie. Les essais conduits en Europe n'ont pas connu d'application. La méthode, qui exige la mise en place de très grosses unités de production de mâles stériles, a également été utilisée contre des lépidoptères comme le carpocapse des pommes (en Colombie Britannique en particulier, un programme initié en 1994 permet la production de 15 millions d'insectes par semaine et limite fortement l'utilisation d'insecticides). L'AIEA a considéré cette espèce comme le meilleur modèle, parmi 19 lépidoptères, pour le développement de ce type de technologie et a lancé en 2000 un projet international (Allemagne, Autriche, Tchéquie, Canada, USA, Australie, Afrique du Sud, Chili, Brésil, pas d'équipe française faute de moyens humains). Les critères ayant conduit au choix de cette espèce sont son importance économique au niveau mondial, la possibilité d'élevages de masse, sa capacité de migration, l'intérêt manifesté par les producteurs, le petit nombre de plantes-hôtes, les outils de monitoring, l'existence d'autres méthodes de lutte non chimiques compatibles et de réseaux nationaux/internationaux. La possibilité de ré-infestation à partir de foyers non protégés constitue un facteur défavorable. L'obstacle principal à la diffusion de cette méthode reste son coût, envisageable pour des opérations d'éradication mais qu'on évalue difficilement en protection permanente contre des bio-agresseurs résidents.

4.6.3.5. La lutte biotechnique

Différentes méthodes de lutte s'appuient sur l'utilisation de phéromones sexuelles de synthèse. La confusion sexuelle basée sur la diffusion de grandes quantités de phéromone dans l'atmosphère pour prévenir le rencontre des partenaires sexuels, est la plus utilisée. En vergers plusieurs formulations sont homologuées, principalement contre les lépidoptères : plusieurs espèces de tordeuses, dont les tordeuses de la pelure, la tordeuse orientale du pêcher et le carpocapse des pommes, ainsi que des espèces xylophages comme la zeuzère (Charmillot *et al* 1987, Audemard *et al* 1997, Waldner 1997). Des développements sont en cours pour le carpocapse des prunes. Le coût élevé de la méthode, la recherche d'un risque minimum, peut-être aussi la peur de l'innovation, leur font encore préférer les insecticides conventionnels. Son adoption favoriserait la transition vers la protection intégrée car la méthode de confusion nécessite le regroupement des agriculteurs (application sur de grandes surfaces contiguës) et une surveillance attentive de l'évolution des populations sur chaque parcelle. La méthode de confusion est de ce fait souvent mise en avant dans le cadre de mesures agri-environnementales (les CTE antérieurement, et le forfait Production Fruitière Intégrée). En vergers de pêcher, la confusion sexuelle contre la tordeuse orientale *Cydia molesta* est disponible depuis 1989. Son efficacité est jugée satisfaisante mais outre son coût élevé, sa spécificité impose de traiter chimiquement avec des produits actifs contre la tordeuse orientale d'autres bio-agresseurs comme les thrips.

La méthode attracticide basée sur l'association dans une goutte de résine (appliquée à raison de 1 à 3 gouttes par arbre) d'un attractif (le plus souvent phéromone sexuelle) et d'un insecticide de contact n'a pas été autorisée en France sur carpocapse du fait de son inefficacité sur souches résistantes et d'un risque aigu de sélection des résistances par cette méthode (Poullot *et al* 2001).

4.6.3.6. Méthodes mécaniques

Des méthodes mécaniques restent exceptionnellement employées contre certains bio-agresseurs, essentiellement en agriculture biologique : décapage à l'eau à haute pression ou brossage des troncs contre les cochenilles, destruction des larves xylophages au moyen de fils de fer, section des pousses infestées par les pucerons.

Principaux groupe de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte généralement mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons (sensu lato)	+++	++	+	-	-	++
Bactéries	++	-	-	-	+	++
Virus, viroïdes et mycoplasmes	+++	+	+	+	-	++
Acarie	+	++	-	+	-	-
Insectes	+++	++	-	+	-	-
Nématodes	+	-	-	-	-	+
Adventices	+	+++	-	-	-	+++
Autres*						

Tableau 4.6-1. Arboriculture fruitière (dans son ensemble, incluant les fruits à noyaux)

Des mesures indirectes peuvent réduire le potentiel de développement des épidémies : réduction de l'inoculum par mosaïques de variétés dotées de différentes résistances, par exportation des organes infestés en saison associée à l'éclaircissage manuel (Boivin et Sauphanor 2005), après récolte par destruction des fonds de cueille ou enfouissement des feuilles (Gometz *et al* 2004) ou pendant la taille d'hiver, par des modes de conduite de l'arbre n'induisant pas une forte pousse favorable à certains

phyllophages. Ces principes, en développement dans le cadre d'actions Production Intégrée, sont encore insuffisamment validés, et le raisonnement de la protection reste compartimenté par cible et par mode de régulation.

4.6.4. Exemple du verger de pommiers

L'analyse des pratiques indique que seuls la tavelure et le carpocapse des pommes font l'objet de mesures de protection directe dans les vergers de pommiers sous cahier des charges agriculture biologique, traduisant l'impact sur la culture de ces deux bio-agresseurs (Bouvier *et al* 2005).

La tavelure est la principale maladie cryptogamique de l'espèce fruitière, à l'origine de plus de la moitié des interventions phytosanitaires dans les différents bassins de production, et avec une prépondérance plus marquée dans les régions septentrionales.

La protection est raisonnée sur la base des périodes de contamination primaires, initialement avec des traitements préventifs. Ils s'effectuent à partir des stades phénologiques C-C3 du pommier en l'absence d'indicateur de risque, ou selon les avertissements agricoles qui indiquent les périodes de risque de contamination selon la réceptivité du végétal, l'observation de la maturité des ascospores, les taux et durée d'humectation et la température (Dionnet 1982, Olivier *et al* 1983, Olivier 1986). Lors de cette période de risque, si les contrôles visuels révèlent la présence de taches de tavelure sur les feuilles ou les fruits, des traitements de rattrapage de type éradiquant sont appliqués. Une protection contre les contaminations secondaires est nécessaire si la tavelure est présente sur la parcelle malgré la protection en première période. Bien que ce raisonnement reste valable en théorie, il n'est plus vraiment applicable du fait de la résistance de la tavelure aux fongicides devant être utilisés en traitement curatif (IBS) et donc de la généralisation des stratégies uniquement préventives avec des produits de contact (note nationale tavelure INRA-CTIFL-SDQPV 2004). Des cas de résistance aux familles utilisables en préventif (anilino-pyrimidines, strobilurines) sont par ailleurs observées depuis 2003 dans le sud de la France. En conséquence la traduction pratique des stratégies dans les préconisations des groupements de producteurs est aujourd'hui de "diminuer la durée d'action des spécialités aussi bien préventives que curatives (efficacité insuffisante en fin de rémanence du produit)" (SPV *et al* 2005). Pour l'ensemble des fongicides autorisés contre la tavelure, l'utilisation est aujourd'hui raisonnée en fonction du risque d'apparition de résistance. Au delà de l'optimisation d'une méthode de lutte, chimique en l'occurrence une réflexion est conduite sur la combinaison d'effets partiels. C'est le cas pour les mesures prophylactiques telles l'enfouissement des feuilles à l'automne ou de modes de conduite de l'arbre favorisant l'aération et la pénétration de la lumière dans la couronne (Simon *et al* 2005). Une vingtaine de facteurs à différents niveaux (le champignon, l'arbre, le verger, le système commercial) sont identifiés comme pouvant contribuer à réduire le problème tavelure et l'utilisation de fongicides de synthèse (note nationale tavelure INRA-CTIFL-SDQPV 2004, Parisi *et al* 2004, VanLoqueren et Baret 2004). Les facteurs agronomiques les plus cités sont la zone de plantation, le choix variétal (les variétés comme Gala et Pink lady sont très sensibles, des variétés peu sensibles sont identifiées), la taille du bloc variétal, la vigueur du porte greffe, la densité de plantation et la conduite, la fumure azotée, les filets para-grêle.

Le puceron cendré est traité préventivement avec deux traitements systématiques en pré-floral, et des traitements curatifs post-floraux complémentaires sont recommandés seulement à partir de l'observation des premières feuilles crispées par le puceron. Du fait du retrait récent du vamidithion et de la suppression en 2004 de l'AMM pour l'imidaclopride, les produits encore utilisables sont jugés insuffisamment efficaces du fait des résistances et les recommandations s'orientent vers un remplacement des traitements curatifs par deux traitements préventifs supplémentaires en post-floral (SPV *et al* 2005).

Une situation similaire se dessine pour **l'acarien rouge**. Les traitements préventifs à la chute des pétales se sont généralisés à la fin des années 1990 avec la résistance de *P. ulmi* aux ITEM, n'offrant plus aucune garantie d'efficacité pour les traitements effectués en été. Dans les vergers de référence du sud-est, le taux de parcelles traitées préventivement au printemps avec de l'etoxazole devant être à

nouveau traitées en été est de 70%, ce taux chute à 21% pour les parcelles traitées préventivement avec de l'agriméc (SPV *et al* 2005). Ces traitements curatifs sont recommandés quand le taux de feuilles occupées atteint 50% en l'absence de prédateurs, ou 80% avec présence significative de prédateurs phytoséides. En moyenne 2 acaricides spécifiques sont appliqués chaque année en pommiers protégés chimiquement contre le carpocapse, le nombre se réduit lorsqu'est employée la confusion sexuelle contre le carpocapse (Sauphanor *et al* 2005). La conduite de l'arbre, la fertilisation et l'irrigation influent sur ces formes de parasitismes, et la conduite centrifuge permettant une meilleure aération de la couronne et réduisant la pousse des rameaux limite le développement du puceron cendré et de l'acarien rouge (Simon *et al* 2005).

Contre le **carpocapse** le nombre d'application annuelle de pesticides s'est accru depuis 15 ans d'un facteur 1,5 à 3 selon la région, du fait de la résistance aux insecticides et de l'accroissement de la période de risque. En effet les conditions climatiques autorisaient 2 générations strictes dans les années 70, et une 3ème génération presque complète se développe actuellement. Les causes en sont une augmentation de température (+ 400 degrés jours en base 10 entre 1970 et 2000), une modification de la réponse de l'insecte à la photopériode entraînant une diapause retardée de près de 15 jours pendant cette même période, et l'implantation de variétés tardives à très tardives (Granny Smith et surtout Pink Lady), bien valorisées commercialement mais fournissant une ressource alimentaire à l'insecte jusqu'à fin octobre. Le déclenchement des traitements selon des seuils de capture aux pièges sexuels est aujourd'hui abandonné dans une majorité de régions, du fait essentiellement de la perte d'efficacité des traitements faisant opter pour une couverture de l'ensemble de la période de risque (SPV *et al* 2005). Des alternatives existent, comme le virus de la granuloose. La formulation commercialisée en France (Carpovirusine, produite par la société Calliope sous licence INRA), a été appliquée en France en 2004 sur 30 000 ha développés (surface x nombre de traitements) en pommiers-poiriers. Jusqu'en 2000, année d'homologation en France de la confusion sexuelle contre le carpocapse des pommes, le virus de la granuloose était le seul moyen de lutte contre le carpocapse en agriculture biologique (AB). Elle reste encore très majoritaire en AB du fait des conditions restrictives d'utilisation de la confusion sexuelle. La problématique est la même que pour la gestion de la durabilité des insecticides chimiques, aucune communication n'est faite sur le risque d'apparition de la résistance au virus de la granuloose. Conséquence logique et bien qu'aucune publication n'en fasse encore état, il semble d'après les observations sur le terrain et des essais de laboratoire par des équipes d'Allemagne, France, Suisse et Italie, que le carpocapse soit en cours d'acquisition d'une résistance à cet insecticide. Ce risque d'érosion des rares méthodes alternatives de protection en raison d'une utilisation exclusive sous certains cahiers des charges est à prendre en compte au plan général.

En France en 2004, 4 ans après l'homologation de la confusion sexuelle contre le carpocapse des pommes, 12 000 ha de pommiers et poiriers sont protégés par cette méthode au moyen des diffuseurs Shin-Etsu. En Italie, plus de 20% des 70 000 ha de pommiers sont en confusion sexuelle contre le carpocapse (en 2001, 60% des 17 500 ha de pommiers du Haut-Adige). Cette méthode y est pourtant économiquement peu concurrentielle par rapport à la lutte chimique, qui nécessite 2 à 3 fois moins de traitements qu'en France du fait de conditions climatiques plus favorables. L'avenir de cette méthode en France reste incertain. Son efficacité requiert des populations initiales faibles, difficile à obtenir avec les moyens de protection actuelle. Des traitements chimique complémentaires sont entrepris sur les pics d'éclosion pour réduire les populations. Entre 2001 et 2004, ce nombre de traitement contre le carpocapse dans les parcelles en confusion s'est accru de 1,3 à 5,2 (Coupard et Reynier 2005). Sur certaines parcelles, la lutte spécifique contre le carpocapse s'accompagne de l'installation d'autres bio-agresseurs comme la pyrale des fruits ou la tordeuse orientale du pêcher (Sauphanor *et al* 2005). D'après Williamson (1996), le bilan économique dressé sur la base des pertes et des traitements contre les différents phytophages du pommier (mineuses et tordeuses de la pelure à traiter spécifiquement, moindre développement des acariens) est en faveur de la confusion sexuelle dès lors que les populations de carpocapse sont suffisamment faibles pour être maîtrisées par cette méthode de lutte.

Diverses études indiquent enfin des interactions entre les différents actes techniques en vergers incluant les traitements, comme la prise en compte de la nécessité de traiter dans le raisonnement de l'irrigation (inondation des parcelles interdisant l'entrée des engins de traitement ou aspersion sous frondaison

lessivant les traitements) ou la dispersion /multicité variétale des parcelles d'une même exploitation interdisant souvent le raisonnement de la lutte à la parcelle (Bellon *et al* 2001).

4.6.5. Bilan intermédiaire pour l'arboriculture fruitière

L'arboriculture est une activité intensive, et économiquement risquée en l'absence de garantie sur le prix de vente. Outre le coût des pertes parasitaires directes, l'impact sur le prix de la qualité (principalement calibre et absence de défaut visuel) fait qu'une mauvaise maîtrise de la protection phytosanitaire ou l'apparition de bio-agresseurs résistants sont lourdes de conséquences sur le revenu. Des solutions ou itinéraires techniques existent pour limiter d'emploi des pesticides, mis au point par des chercheurs en particulier regroupés au sein de l'OILB ou par les producteurs de façon plus ou moins organisée.

Mais si les charges de main d'œuvre représentent près de 50% des coûts de production, la protection phytosanitaire atteint à peine 6% de ces coûts. De ce fait, si les cahiers des charges des producteurs se réfèrent aujourd'hui quasiment tous aux principes de l'OILB (Boller *et al* 1999), ils s'en écartent souvent dans la réalité (Toubon *et al* 2000, Bellon *et al* 2004). Un changement des pratiques phytosanitaire par recours accru à des méthodes lutte alternatives de protection apparaît certes pour certains arboriculteurs comme une prévention du risque à long terme (ex : confusion sexuelle prévenant l'apparition de résistances aux traitements). Mais ces méthodes supposent une bonne maîtrise technique et une prise de risque importante (ex. difficile positionnement des traitements chimiques d'appui, pas de "rattrapage" possible en cas de défaut de protection). De façon positive, on observe que le coût global induit par l'adoption de la protection intégrée n'est pas forcément prohibitif. Lié à la surveillance des parcelles, il varie entre 80 et 450 Euros selon le nombre de traitements économisés en retour : pour un verger moyen, il correspondrait à un surcoût de quelques centimes par kilogramme de fruits produits (couvert pour nombres d'OP par un "forfait PFI" mis en œuvre dans le cadre du Programme Opérationnel). Ces conclusions convergent avec celles de Willamson (1996).

4.6.5.1. Situation en Europe

Les premiers efforts de production intégrée en entreprise remontent à la fin des années 70 mais de façon relativement isolée (groupe suisse Galti en accord avec la chaîne Migros, groupe français Covapi avec Casino et Monoprix). Ces associations créent en 1982, un Comité International de Valorisation de la Protection Intégrée. Leurs propositions recueillent peu d'adhésion, les expériences ne sont pas renouvelées et le Comité est dissous. Une mission interdisciplinaire en Italie éclaire les différentes démarches d'adoption de la PFI en France et en Italie (Bellon *et al* 2000).

En 1985, la production intégrée démarre de façon explosive et à grande échelle en Italie du Nord. D'abord dans le Trentin (Sud Tyrol et Haut Adige) qui bénéficie d'une situation naturelle avantageuse pour la pomme et concentre 60% de la production italienne, puis en Emilie Romagne à partir de 1989 (pêche, poire, pomme), où sont introduits là aussi des cahiers des charges sur la base des principes de l'OILB. Avec en cas de problème technique entraînant le non-respect d'une partie des règles, une exclusion de la production concernée du cahier des charges. Les initiatives de valorisation commerciale de la production intégrée y connaissent davantage de succès que celles lancées en France à la fin des années 70. Deux raisons apparentes à cette diffusion : la sensibilité des consommateurs aux problèmes écologiques et une action collective de grande ampleur, efficacement coordonnée par les pouvoirs publics et bien relayée par de puissantes organisations commerciales italiennes. Sur le plan technique, la coordination est facilitée par l'existence de petites ou très petites structures d'exploitation (cas du Trentin où la taille moyenne est de 1 ha) et par la force de la coopération aussi bien dans la plaine du Pô que dans la région du Trentin. Les structures sont d'autant plus incitées à jouer coopératif (et donc à appliquer les règles de la PFI) que l'ensemble de la région s'inscrit dans cette démarche et que les possibilités de diversifier sur de petites surfaces sont réduites : peu de ceinture urbaine et donc peu de possibilités de valoriser par des circuits courts, peu de sources de revenu non agricoles (les

grandes villes sont loin, le tourisme existe mais sans excès), choix des spéculations agricoles réduit aux productions intensives, les seules à même de rentabiliser de si petites surfaces.

4.6.5.2. Etat actuel en France

En France, le mouvement est moins massif et plus diffus géographiquement, en raison notamment de l'éclatement régional de la production. Les options phytosanitaires de quelques cahiers des charges en France (Dans le Val de Loire et les Alpes en particulier) sont proches des directives OILB. Mais ces initiatives locales restent isolées et laissent subsister une grande hétérogénéité dans les cahiers des charges. Certains donnent la priorité à la communication, s'écartant souvent au plan phytosanitaire des principes OILB : des règles strictes (interdiction de certains pesticides, introduction d'auxiliaires, surfaces de compensations écologiques) sont simplement recommandées voire non évoquées (Toubon *et al* 2000). La réponse majoritaire à une forte pression parasitaire (maladies dans les régions septentrionales, insectes dans les régions méridionales) est de fait l'accroissement du nombre de traitements et le recours à des molécules anciennes plus actives mais plus toxiques en cas de résistance, tout en restant conforme aux bonnes pratiques agricoles et aux chartes nationales PFI constituant la démarche majoritaire en France (Tronel *et al* 2002). La règle imposée par le cahier des charges est alors le respect de la législation, considérée comme garante de la santé du consommateur voire de la préservation de l'environnement, les mesures allant au-delà de cette réglementation étant le fait de démarches volontaires. En termes de pratiques 12% des arboriculteurs français déclaraient en 1997 avoir recours à la protection intégrée, 43% à des traitements systématiques sur calendriers pré-établis (Agreste 1998). Le bilan actuel en termes de consommation d'intrants pesticides en est la résultante, de même que les faibles scores de la France dans les statistiques PFI/OILB (Sansavini 1997) ou dans les plans coordonnés européens de surveillance des résidus. La controverse demeure en France entre l'intérêt environnemental d'un progrès encadré et accessible pour le plus grand nombre et l'option type OILB, plus favorable à l'environnement mais plus contraignante et accessible à un nombre plus restreint d'arboriculteurs en l'absence d'incitation.

4.7. Bilans et perspectives pour la recherche en protection des cultures

4.7.1. Quelques éléments clés

Nous rassemblons ci-dessous quelques éléments saillants, sous forme de points. Ces points nous paraissent constituer l'ossature d'une réflexion sur la protection des cultures en France.

- 0) La notion de perte de récolte (dommage), faisant référence aux pertes directes et indirectes en quantité comme en qualité, occasionnées par les bio-agresseurs des cultures est rappelée; les pertes de récoltes causées par les bio-agresseurs incluent, mais ne se limitent pas à, des pertes de rendement.
- 1) L'objectif de la protection des cultures n'est pas de limiter la taille des populations de bio-agresseurs mais de réduire les pertes de récoltes (quantitatives et qualitatives) qu'ils peuvent occasionner.
- 2) Il y a deux manières de considérer une épidémie (au sens large du terme) dans un peuplement végétal : (1) comme une conséquence d'une perturbation de son environnement, ou (2) comme un phénomène (un processus) récurrent, influencé par le milieu et les pratiques agricoles, susceptible dans certains cas de provoquer des pertes de récoltes. Ces deux paradigmes sont également valides, et également utiles, pour la protection des cultures.
- 3) La transition entre dégâts (symptômes) et dommage (perte de récolte) dépend, d'une part, de la physiologie du peuplement (dont l'élaboration du rendement), et d'autre part, d'une fonction de dommage (la relation entre une gamme de dégâts possibles et les dommages que ces dégâts causent dans un contexte donné). Par ailleurs, la relation entre dommage et perte (économique) dépend d'une part de facteurs socio-économiques et d'autre part d'une fonction de perte (la relation entre une gamme de dommages et les pertes économiques que ces dommages causent dans un contexte donné).
- 4) L'enchaînement dégât-dommage-perte n'est ni linéaire, ni automatique. Un dégât, dans beaucoup de contextes, ne se traduit ni par un dommage, ni (a fortiori) par une perte. Dans quelques cas, cependant, un dégât minime se traduira par une perte massive. Les traductions successives de dégâts en dommage, et de dommage en perte, sont très puissamment dépendantes des contextes (techniques, biologiques, pédo-climatiques, sociaux, économiques, culturels) où l'agriculture est menée, c'est-à-dire, des situations de production.
- 5) Ce chapitre analyse la situation actuelle de la protection des plantes, le rôle que la protection chimique y joue, les possibilités d'évolution vers d'autres manières de produire et de protéger, dans quatre exemples : les grandes cultures (blé, maïs, colza, tournesol), la vigne, les cultures maraîchères et les cultures fruitières pérennes (avec un accent spécifique sur le pommier).
- 6) La mesure des dégâts a, en protection des plantes, 3 objectifs clairement distincts : (1) étudier la progression des dégâts en vue d'une analyse dynamique ; (2) comparer des méthodes de contrôle ; et (3) analyser la relation dégât-dommage. Ces différents objectifs requièrent en général des méthodes de caractérisation différentes qui ne doivent pas être considérées comme interchangeables.
- 7) Evaluer et mettre en oeuvre des méthodes de protection des cultures nécessiteraient une quantification des dommages (pertes de récoltes) que les dégâts prévisibles seraient susceptibles de causer en l'absence de protection ; et, naturellement, de l'efficacité des méthodes de contrôle pour limiter les dégâts. On peut, dans le cas de l'agriculture française, souvent s'interroger sur ces deux points, et en particulier sur le premier.
- 8) En d'autres termes : les données concernant (i) les pertes de récoltes que causent actuellement les bio-agresseurs des plantes, et (ii) les pertes qu'ils pourraient causer si les méthodes actuelles de protection n'étaient pas utilisées font largement défaut. Il s'ensuit une grande difficulté à évaluer l'efficacité des pratiques actuelles de protection, et plus encore, des pratiques futures.
- 9) Les dommages (pertes de récolte) dus à un profil de bio-agresseurs dépendent du rendement accessible et des dégâts de chacun des bio-agresseurs en présence et de leurs interactions.

- 10) La notion de risque, appliquée à la protection des plantes permet de dresser une typologie simple des différents bio-agresseurs selon deux critères : l'importance du dommage (limité ou élevé) et la fréquence de ce dommage (faible ou forte).
- 11) La protection des cultures s'envisage à 3 échelles temporelles : dans les décisions tactiques (en cours de végétation ; technologies disponibles ou à déployer) ; dans les décisions stratégiques court-terme (lors de la mise en place d'un peuplement ; technologies et instruments pour optimiser leur combinaison) ; dans les décisions stratégiques long-terme (choix de systèmes de culture, décisions qui concernent des scénarios agricoles à venir ; recherches orientées vers de nouveaux instruments de gestion, vers les impacts prévisibles de ces instruments dans un contexte variable, et par les priorités assignées aux programmes de recherches). De même, les stratégies de gestion doivent souvent être considérées à des échelles supra-parcellaires compte tenu de la propagation de certains bio-agresseurs. La prise en compte de ces trois échelles temporelle est nécessaire pour modifier les pratiques actuelles.
- 12) Il existe cinq grands groupes de méthodes de lutte contre les bio-agresseurs des plantes cultivées : l'amélioration variétale, la lutte biologique, la lutte physique, l'adaptation des pratiques culturales, et la lutte chimique. La dernière, tout au moins à l'aide de produits chimiques de synthèse, est la plus récente. Elle s'est avérée extrêmement efficace et fiable dans un nombre important de cas, sur de très grandes surfaces ; elle est associée cependant à un ensemble de nuisances et d'inconvénients, dont l'un des plus important est l'abandon partiel ou complet des quatre autres.
- 13) Raisonner l'emploi des pesticides, c'est-à-dire, fonder leur utilisation sur la nécessité objectivement mesurée d'en employer dans un contexte précis diverge de la pratique, encore courante, d'une utilisation routinière et systématique. Le résultat du raisonnement est une décision de type tactique, prise après la mise en place du peuplement végétal, et assujettie à d'autres décisions amont (stratégiques court et long terme). Raisonner est une première étape vers la réduction de l'usage de pesticides, soit en diminuant la fréquence d'application et/ou en diminuant les quantités épandues. Les options incluent : (1) une réduction de la fréquence des traitements, (2) une réduction des doses appliquées, (3) le choix de matières actives dont l'impact environnemental est moindre (cf. chapitre 3), et (4) le choix des périodes d'application tenant compte des risques environnementaux.
- 14) L'efficacité et la fiabilité de la lutte chimique, qui sont ses principaux atouts, constituent des freins importants pour l'adoption d'autres méthodes de gestion.
- 15) Parce qu'efficace et fiable, la lutte chimique est érigée comme référence, souvent implicite. Il peut s'ensuivre une mésestimation, et une élimination d'autres méthodes, soit parce qu'elles sont testées hors contexte (méthodes de lutte biologique, par exemple), soit parce que l'efficacité de ces autres méthodes est évaluée par rapport à un témoin protégé chimiquement, et non pas par rapport à un témoin sans protection aucune.
- 16) Le raisonnement de l'emploi de pesticides comporte une seconde dimension. La décision d'une protection chimique étant prise, le choix d'une matière active est un élément excessivement important, pour (1) assurer l'efficacité de la protection chimique, (2) ne pas favoriser la sélection de populations de bio-agresseurs résistants (adaptés) au pesticides, et de ce fait (3) prolonger la durée d'efficacité des matières actives le plus longtemps possible.
- 17) D'une manière générale, ce chapitre distingue, d'une part, l'efficacité intrinsèque des méthodes de contrôle, et l'efficacité de ces méthodes dans le cadre de leur mise en oeuvre: certaines résistances végétales complètes, de même que beaucoup de pesticides, ont une grande efficacité intrinsèque. Mais, déployés systématiquement, sur de grandes échelles, pendant des durées prolongées, ces outils s'avèrent souvent fragiles à cause des fortes pressions de sélection qu'ils exercent sur les populations visées.
- 18) Au contraire, les mêmes outils, déployés parcimonieusement et à bon escient, s'avèrent des outils fiables pour des durées prolongées.
- 19) Dans la même perspective, ce chapitre souligne (i) l'intérêt des résistances partielles, par opposition aux résistances végétales complètes aux bio-agresseurs, (ii) l'intérêt de diversifier, dans le temps et dans l'espace, les gènes de résistance utilisés et (iii) l'intérêt, lorsque de meilleures alternatives n'existent pas, de ne pas recourir systématiquement aux mêmes matières actives de pesticides.

- 20) Dans ce même cadre, les pratiques qui concourent, même indirectement, et partiellement, à réduire les tailles de populations de bio-agresseurs sont importantes à prendre en compte : réduisant les tailles de populations, elles limitent les effets de certaines forces évolutives (migration, recombinaison, mutation). Ce faisant, ces pratiques permettent de prolonger l'efficacité d'autres méthodes de contrôle, vis-à-vis desquelles la souplesse génétique des bio-agresseurs et leurs capacité de contournement peuvent s'exprimer.
- 21) C'est pour les grandes cultures que la marge de manœuvre pour une gestion des bio-agresseurs moins dépendante des pesticides paraît, dans l'immédiat, la plus grande;
- 22) C'est pour la vigne et les cultures maraîchères que cette marge de manœuvre immédiate paraît la plus restreinte, alors qu'il s'agit de productions végétales (1) où la protection des cultures paraît spécialement difficile et aléatoire, (2) qui correspondent à des valeurs de produits agricoles les plus élevées, et (3) qui sont, à des égards différents, plus proches du public.
- 23) Dans le cas des grandes cultures, et pour les systèmes à base de blé en particulier, des travaux à l'échelle du système de culture ont montré qu'il était possible de concilier revenu et réduction d'intrants chimiques en particulier par l'utilisation de variétés rustiques dans des itinéraires techniques adaptés.
- 24) Pour l'ensemble des production végétales, ce n'est pas vers des "solutions alternatives" à l'emploi des pesticides qu'il est souhaitable de se tourner, mais vers une autre façon de penser la production et la protection, afin de rendre la production moins vulnérable, et la protection plus efficace (techniquement) et efficace (économiquement, au plan environnemental, au plan social, au plan des performances à long terme des systèmes). Le paradigme de protection intégrée est dépassé dans beaucoup de cercles, où il est remplacé par celui de production intégrée.
- 25) Le génie génétique - conçu d'une manière simpliste : la création par transgénèse de variétés totalement résistantes à tel bio-agresseur - est potentiellement porteur "d'alternatives à l'utilisation de pesticides"; les auteurs de ce chapitre ne se considèrent pas comme spécialistes de ce domaine, mais ils relèvent que des avancées considérables dans ce domaine ont lieu dans le monde, avec des résultats qui, pour certains, semblent prometteurs ; ignorer ces avancées serait dommageable à la recherche dans ce domaine.
- 26) Il existe d'importants besoins de produits (c'est-à-dire, d'agents biologiques formulés) pour la lutte biologique qui ne sont pas couverts, alors que les résultats scientifiques disponibles indiquent l'efficacité de ces produits.
- 27) Les principes d'une protection non chimique sont, essentiellement, connus (connaissance des cycles, effets qualitatifs des principales techniques). Par contre, leur intégration cohérente au sein d'un itinéraire technique, et plus largement dans le cadre de systèmes de culture, pour une gamme large d'objectifs et de contraintes, n'a pas bénéficié à ce jour d'efforts de recherche et de développement suffisants.
- 28) La protection intégrée des cultures est fondée non pas sur des avancées technologiques ponctuelles, mais sur la mise en œuvre d'un large éventail de connaissances techniques, biologiques, et économiques ; à ce titre elle est valorisante pour les acteurs de la production et de la protection végétale, en particulier, les agriculteurs.
- 29) La notion de "méthode alternative" en soi est préoccupante, et ce à deux égards : d'une part, parce qu'elle suggère implicitement l'existence d'une solution unique et exclusive pour la protection des plantes, d'autre part, parce qu'elle suggère que ces solutions se déploieraient de manière simple.
- 30) Il n'y pas de méthode unique pour la protection des plantes; les accidents passés et l'impasse de la protection chimique dans certains cas actuels en sont l'illustration. Une combinaison de méthodes est, au contraire, à rechercher. Ceci requiert une transformation des pratiques importante et difficile : on ne déploie pas un ennemi naturel dans un système de culture, on ne met pas en œuvre une succession culturale, aussi facilement que l'on traite un sol ou une culture.

4.7.2. Conclusions du Chapitre 4

C'est dans une très large mesure sur la prise en compte de risques, perçus ou réels, dans le court terme, que la protection des cultures en France est aujourd'hui, fondée. Une conclusion peut s'articuler sur ces deux points : la réalité des risques que les bio-agresseurs de plantes cultivées constituent, d'une part, et l'échéance de ces risques, d'autre part. Un troisième point d'articulation, essentiel parce qu'il explique largement les deux premiers, est repris à la fin de cette conclusion, concerne les contextes dans lesquels ces perceptions et ces échéances sont conçues.

La production végétale, donc la protection végétale, s'inscrivent dans un contexte où les normes de production - économiques, sociales, environnementales - sont à la fois contraignantes dans l'instant, ce qui restreint considérablement l'éventail des choix, et fluctuantes dans le temps, ce qui rend une stratégie de long terme souvent impraticable ou inopérante pour les opérateurs de la protection des cultures. Le tissu scientifique et technique sur lequel s'appuie la protection des cultures est empreint des succès passés, et réels, obtenus grâce à l'emploi de produits chimiques. Mais cette vision occulte les succès, tout aussi réels, bien plus anciens, et de ce fait autrement durables, des pratiques culturales et de l'amélioration génétique pour contrôler les bio-agresseurs des plantes cultivées.

Ainsi par exemple, la réflexion se focalise souvent sur l'émergence de tel bio-agresseur et du risque qu'il représente pour telle culture. Ce type de question, puissamment relayée par les producteurs, a une réalité tout à fait immédiate ; mais trop rarement mesure-t-on que la plupart des plantes cultivées aujourd'hui ne sont attaquées que par un nombre très réduit de bio-agresseurs. Le nombre de bio-agresseurs potentiels d'une culture a été encore réduit par l'effort continu de la sélection variétale depuis la domestication des espèces : on ne mesure plus aujourd'hui le fait que les cultures de blé d'hiver ne sont plus susceptibles, comme elles l'étaient il y a un siècle, d'être anéanties par la rouille noire, la rouille jaune, les maladies systémiques des épis, et tout un ensemble de bio-agresseurs du sol ou transmis par les semences. Dans une très large mesure, l'amélioration variétale menée au cours du siècle passé a très fortement contribué aux performances des couverts végétaux actuels, et l'agriculture d'aujourd'hui s'appuie encore sur ces acquis.

De la même manière, les pratiques agricoles, directement ou indirectement, permettent de réduire les populations initiales de bio-agresseurs dans les sols, dans les semences, stimulent les antagonismes existant spontanément dans un agrosystème cultivé, et réduisent efficacement la vitesse des dynamiques de bio-agresseurs. Ces effets, malheureusement, ne sont mesurables qu'au fil des enchaînements de saisons, et les exploiter requiert une connaissance approfondie du fonctionnement des agro-écosystèmes, ou d'un savoir-faire qui peut être compromis dans son exécution par une trop rapide évolution des contextes ou des règles de production.

Ce chapitre insiste sur la notion de perte de récolte comme fondement de la protection des cultures, comme seule référence objective d'une décision. Il précise que "perte de récolte" n'est pas à confondre avec "perte de rendement", le premier englobant l'autre, de même que d'autres éléments qui permettent de caractériser la réduction des performances des peuplements végétaux cultivés, dont les pertes de qualité (aspect des récoltes, caractéristiques de conservation, valeur nutritionnelle ou organoleptique, qualité sanitaire des produits). Ce point est à nos yeux essentiel : c'est bien parce que les bio-agresseurs provoquent des pertes de récolte que des méthodes pour les contrôler - donc, pour limiter les pertes de récoltes - sont nécessaires.

Ce chapitre insiste sur le fait que nous ne disposons pas de données adéquates (quantitatives, systématiques, régulières, en nombre suffisant pour avoir une quelconque représentativité) pour estimer les pertes de récoltes (les dommages) occasionnées par les bio-agresseurs des cultures. Cette lacune a notamment pour conséquence d'empêcher d'évaluer l'efficacité des méthodes de contrôle qui sont actuellement utilisées, et donc de comparer objectivement l'efficacité de méthodes de lutte chimiques par rapport à d'autres. Elle a aussi pour conséquence d'empêcher une réflexion tournée vers l'avenir, et d'autres façons de protéger les cultures.

Ce chapitre ne s'érige pas comme une critique de l'emploi des pesticides en agriculture : leur efficacité est suffisamment démontrée pour qu'il ne soit pas nécessaire de la documenter encore. Mais ce chapitre insiste sur le fait que l'efficacité même des produits pesticides, la facilité avec laquelle ils peuvent être utilisés mènent à des effets pervers, de deux types. A court terme, ils tendent à supplanter

la mise en œuvre d'autres méthodes, moins faciles à utiliser, ou dont l'efficacité immédiate n'est pas aussi flagrante. A long terme, ils favorisent le développement de manières de produire et de protéger qui sont des non-sens agronomiques, économiques, ou environnementaux - au sens où ces différents éléments ne sont plus pris en compte. Depuis plusieurs décennies, l'agriculture française, et la recherche qui l'accompagne, se développent sous un écran de produits chimiques qui masquent ces réalités agronomiques, économiques, et environnementales. Dépendre autant d'un seul instrument de contrôle, qui de surcroît empêche l'élaboration d'autres raisonnements, est intrinsèquement dangereux. La notion de "méthode alternative" en soi est préoccupante, et ce à deux égards : d'une part, parce qu'elle suggère implicitement l'existence d'une solution unique et exclusive pour la protection des plantes, d'autre part, parce qu'elle suggère que ces solutions se déploieraient de manière simple. Il n'y pas de méthode unique pour la protection des plantes ; les accidents passés et l'impasse de la protection chimique dans certains cas actuels en sont l'illustration. Une combinaison de méthodes est, au contraire, à rechercher. Ceci requiert une transformation des pratiques importante et difficile : on ne déploie pas un ennemi naturel dans un système de culture, on ne met pas en œuvre une succession culturale, aussi facilement que l'on traite un sol ou une culture.

Chaque fois que cela a été possible, ce chapitre illustre les possibilités d'envisager d'autres façons de produire et de protéger les cultures. Nous insistons sur le fait que le recours aux pesticides est un élément essentiel pour la protection des cultures, d'une part ; et que leur emploi devrait constituer l'ultime recours d'une situation devenue incontrôlable autrement, d'autre part.

Le dernier point d'articulation de cette conclusion, les contextes dans lesquels ces perceptions et ces échéances sont conçues, est illustré par les différents types de productions végétales. On mesure bien combien la marge de manœuvre diffère entre les exemples qui sont traités ici. Mais, même dans les cas où celle-ci paraît extrêmement étroite - la vigne, les cultures maraîchères, beaucoup de productions fruitières pérennes - il y a lieu de s'interroger sur le poids des contextes de production sur l'usage de pesticides qui y est actuellement fait. Plus spécifiquement, il serait salutaire de lister les exigences (1) des systèmes de commercialisation des produits agricoles, (2) de la demande véritable des consommateurs, et de leur information, (3) des systèmes de commercialisation internationaux, (4) des agriculteurs, et (5) des systèmes d'approvisionnement en intrants, en s'interrogeant sur leur caractère contradictoire, et en hiérarchisant les objectifs que véritablement la protection des cultures couvre.

4.7.3. Perspectives pour la recherche

Trois éléments de prospective sont avancés ici : intégration, analyse de systèmes complexes, systèmes de gestion. Ces éléments concernent la recherche que pourrait mener l'INRA, en particulier, mais également les institutions de recherche liées au monde agricole en général, dans le domaine de la construction, de l'évaluation, et de la mise en œuvre de stratégies de gestion des bio-agresseurs.

Le premier point est que des besoins existent aujourd'hui, qui sont censés s'accroître demain, pour voir les instruments d'une gestion des bio-agresseurs des cultures participer à une agriculture durable. Ce chapitre a évoqué la notion d'intégration à différents égards : celle des méthodes de gestion des bio-agresseurs dans les systèmes de production, celle des méthodes de contrôle dans des stratégies à différents pas de temps, notamment. Dans ce chapitre, nous avons évoqué la nécessité de prendre en compte non seulement les contextes où la production végétale a lieu, mais aussi le fait que l'on a plus souvent affaire à une combinaison de bio-agresseurs qu'à un bio-agresseur en particulier ; et l'on a évoqué les relations qui existent entre les profils de bio-agresseurs, les situations de production, la vulnérabilité des peuplement végétaux, les dégâts, les dommages et les pertes qui peuvent survenir ; tous ces éléments sont liés, d'une part, et sont variables, d'autre part. La caractérisation, l'analyse et la compréhension en vue de la gestion d'une structure aussi complexe ne relève sûrement pas d'une seule discipline, mais de plusieurs ; également, elle fait appel à des démarches scientifiques différentes.

Les situations de production sont vouées à évoluer, sous l'effet de facteurs environnementaux (forces de changement globales, dont climatique et commerciale), d'accidents (introductions), de politiques agricoles, et de réglementations. Beaucoup de ces facteurs sont, au moins dans une certaine marge,

prévisibles aujourd'hui : dans beaucoup de cas, les questions qui se posent ne se formulent pas par des "si" mais par des "lorsque". C'est donc d'un champ de recherche complexe et multidisciplinaire qu'il s'agit, destiné à guider ou tout au moins à rationaliser scientifiquement les stratégies d'aujourd'hui, et aussi à préparer des futurs possibles. La notion d'ICM (Integrated Crop Management), avec ses implications de démarche scientifique systémique, pluridisciplinaire et de gestion à long terme semble constituer un cadre adéquat pour mener ce travail. Une question centrale serait d'y construire des systèmes de gestion des bio-agresseurs qui s'intègrent et contribuent à la durabilité des agrosystèmes, avec toutes les dimensions qu'il faut donner à cette expression. C'est un enjeu de science difficile, mais important, partagé par une communauté internationale sans doute éparse mais étendue ; c'est aussi un enjeu majeur d'applications.

Deux dimensions n'ont pas été complètement discutées dans ce chapitre, celle du temps et de l'espace. Quant à l'espace, nous avons limité notre réflexion à des objets facilement palpables, et spécialement, la parcelle cultivée. Ce serait une grave erreur de penser que la gestion des bio-agresseurs ne s'applique qu'à cette échelle-là, et espérons que ce n'est pas ce que le lecteur perçoit des éléments ci-dessus. Prendre en compte des échelles spatiales sensiblement plus grandes est souvent nécessaire, parfois indispensable, comme c'est le cas des bio-agresseurs qui peuvent être dispersés entre parcelles (par des éléments naturels ou anthropiques). Le fait de s'intéresser à des territoires plus vastes que la parcelle agricole implique de considérer plusieurs acteurs susceptibles de modifier l'aménagement du paysage et les pratiques agricoles : groupe d'agriculteurs, mais aussi coopératives, collectivités locales, par exemple. Les stratégies de gestion collective nécessitent une coordination qui peut être parfois difficile à mettre en œuvre à cause des objectifs, parfois antinomiques, de ces différents acteurs. Ainsi, la gestion collective de gènes d'avirulence face à des gènes de résistance complète est-elle considérée par les économistes comme une ressource en propriété commune. Ceci peut engendrer des conflits d'intérêt entre agriculteurs. Individuellement, chaque agriculteur a en effet intérêt à utiliser le plus possible des résistances complètes, mais d'un point de vue collectif, ce comportement peut conduire à une perte d'efficacité rapide des résistances utilisées. Il nous semble donc nécessaire de développer des méthodes et des outils pour aider au développement d'approches collectives de la protection des cultures dès lors que des échelles supérieures à celle de la parcelle sont considérées.

Quant au temps, notre propos s'est largement limité au cycle cultural d'une espèce donnée. Pour certaines productions (pérennes) où c'est le même peuplement qui vit les interactions avec les bio-agresseurs de saisons en saisons, un schéma de raisonnement qui ignorerait les successions de saisons serait invalide. Mais c'est également le cas pour toutes les productions végétales où les bio-agresseurs sont capables de survivre d'une saison à l'autre, c'est-à-dire, la presque totalité. La prise en compte de l'espace et du temps est à nos yeux un élément très important de l'analyse et de la compréhension des systèmes envisagés ici ; sans ces dimensions, il n'y aurait pas d'agriculture durable envisageable.

Chapitre 4

Références bibliographiques

- Aertsens F., Michi H. (2004). *Coniothyrium minitans*. Un champignon du sol contre les sclerotinias de nombreuses cultures. *Phytoma* 571, 33-35.
- AGRESTE (1998). Enquêtes sur la structure des vergers en 1997. *Chiffres et Données Agriculture*, 103, avril 1998.
- AGRESTE (2004). Enquête sur les pratiques culturales en 2001. *Chiffres et données Agriculture*, 159, juin 2004.
- Alabouvette C., Olivain C., Cordier C., Steinberg C. (2003). Prophylaxie, produits naturels, micro-organismes : progrès accomplis et à accomplir. *Phytoma* 566, 41-44.
- Albajes R., Gullino M.L., van Lenteren J.C., Elad Y. (Eds) (1999). *Integrated Pest and Disease Management in Greenhouse Crops*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Albajes R. (2002). Biological control: new challenges for a millenarian method. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture Biologique*. CTIFL, Paris, 62-69
- Altieri M.A. (1995). Toward sustainable agriculture. In : *Agro-ecology. The Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder, CO, 367-379
- Amorabé E., Aziz A., et al. (2004). Stimulation des défenses naturelles de la vigne. Essais d'emploi du chitosan contre *Botrytis cinerea*. *Phytoma*, 571, 26-29.
- Andersson B. (1986). Influence of crop density and spacing on weed competition and grain yield in wheat and barley. In : *Proc EWRS Symposium on Economic Weed Control*. Stuttgart, 75-82.
- Angonin C. (1995). *Compétition de quelques adventices annuelles dans un blé d'hiver : influence de la conduite de la fertilisation azotée*. Thèse, INA Paris-Grignon, 143 p.
- Anonyme (1999). Guidelines for integrated production of grapes, technical guideline III, *Bulletin OILB/SROP*, 22(8), 17-24
- Anonyme (2000). *Référentiel national pour la Production intégrée de raisins*. ITV, Paris, 23 p.
- Anonyme (2001). *Autodiagnostic de l'exploitation. AOC Champagne Viticulture raisonnée*. CIVC (ed), 33 p.
- Anonyme. Le catalogue des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages. <http://e-phy.agriculture.gouv.fr>
- Anonyme (2003). Sclérotinia du colza. Bilan de la résistance et préconisation pour 2003. *Phytoma* 561, 50-51
- Anonyme (2004). Résistances aux fongicides des maladies des céréales à paille : état des lieux et recommandations pour 2004. *Phytoma*, 571, 16-18
- Army C.J., Rowe R.C. (1991). Effects of temperature and duration of surface wetness on spore production and infection of cucumbers by *Didymella bryoniae*. *Phytopathology*, 81, 206-209
- Ascard J. (1998). Comparison of flaming and infrared radiation techniques for thermal weed control. *Weed Research* 38, 69-76.
- Askeggard M., Rasmussen I.A., Olesen J.E. (1999). Agronomic considerations and dilemmas in the Danish crop rotation experiment. In : Olesen J.E., Eitun R., Gooding M.J., Jensen E.S., Köpke U. (Eds). *Designing and Testing Crop Rotations for Organic Farming*. Report No 1. DARCOF, Copenhagen, 63-69
- Aubertot J.N., Pinochet X., Doré T. (2004). Analysis of the effects of sowing date and nitrogen availability during vegetative stages on phoma stem canker (*Leptosphaeria maculans*) development on two winter oilseed rape cultivars. *Crop Protection*, 23, 635-645
- Audemard H., Sauphanor B., Armand E. (1997). Confusion sexuelle des mâles de *Zeuzera pyrina* (Lepidoptera, Cossidae) en vergers de pommiers. CR. Symposium Technology transfer in Mating Disruption. *IOBC wprs Bulletin*, 20(1), 101-106
- Avelino J. (1999). *La rouille du caféier au Honduras : épidémiologie et impact des facteurs d'environnement et de production*. Thèse de l'Université de Paris Sud.
- Aziz A., Poinssot B., et al. (2003). Laminarin elicits defense responses in grapevine and induces protection against *Botrytis cinerea* and *Plasmopara viticola*. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 16(12), 1118-1128
- Baeumer K. (1990). Agronomical measures to control growth and yield reduction by weeds. In : Rabbinge G., Goudriaan J., van Keulen F., Penning de Vries F.W.T., van Laar H.H. (Eds.). *Theoretical production ecology: reflections and prospects*. Simulation Monographs 34. Wageningen : Pudoc, 197-215
- Bajwa W.I., Kogan M. (2004). Cultural practices: springboard to IPM. In : Koul O., Dhaliwal G.S., Cuperus G.W. (Eds). *Integrated Pest Management: potential, constraints and challenges*. CABI Publishing, 336 p.
- Bakker J.C., Bot G.P.A., Challa H., van de Brak N.J. (Eds.) (1995). *Greenhouse Climate Control. An Integrated Approach*. Wageningen Press, Wageningen.
- Barberi P. (2002). Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? *Weed Research* 42, 177-193
- Barnett O.W. (1986). Surveying for plant viruses; design and considerations. In : McLean G.D., Garrett R.G., Ruesink W.G. (Eds). *Plant Virus Epidemics. Monitoring, Modelling, and Predicting Outbreaks*. Academic Press, Sydney, 147-166
- Bayles R.A., Flath K., Hovmoller M.S., de Vallavieille-Pope C. (2000). Breakdown of the Yr17 resistance to yellow rust of wheat in northern Europe- a case study by the yellow rust sub-group of COST 817. *Agronomie* 20, 805-811
- Beckie H.J., Kirkland K.J. (2003). Implication of reduced herbicide rates on resistance enrichment in wild oat (*Avena fatua*). *Weed Technology* 17, 138-148
- Bégin S., Dubé S.L., Calandriello J. (2000). Paillis et plasticulture. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*, INRA Publications, Versailles, France.
- Bellon S., Codron J.M., Habib R., de Sainte Marie C., Sauphanor B., Sterns J. (2000). *La production fruitière intégrée en Italie : regards critiques sur une conversion réussie*. Rapport de mission, programme PFI/ groupe filière arboriculture, 34p
- Bellon S., Lescourret F., Calmet J.P. (2001). Characterization of apple orchard management systems in a French Mediterranean Vulnerable Zone. *Agronomie* 21, 203-213.

- Bellon S., de Sainte Marie C., Fauriel J., Lauri P.É., Navarrete M., Nesme T., Plénet D., Pluvinage J. (2004). La Production Fruitière Intégrée en France : innovation ou rénovation ? *Colloque « Agronomes et Innovations », Le Pradel*, 8-10 sept 2004
- Benbrook, C.M. (2001) Do GM crops mean less pesticide use ? *Pesticide Outlook*, 12 (5) 204-207
- Benbrook, C.M. (2003) Genetically engineered crops and pesticides use in the United States: The first nine years. *BioTech InfoNet, Technical Paper, Number 6*. Idaho, Northwest Science and Environmental Policy Center, 42p.
- Benbrook, C.M. (2004) Genetically engineered crops and pesticides use in the United States: The first nine years. *BioTech InfoNet, Technical Paper, Number 7*. Idaho, Northwest Science and Environmental Policy Center, 49p.
- Beveridge L.E., Naylor R.E.L. (1999). *Options for organic weed control - what farmers do*. In: *Proceedings 1999 Brighton Conference - Weeds*, Brighton, UK, 939-944
- Blickenstaff C.C., Steinhauer A.L., Harris W.L., Clark N.A. (1967). Flaming for control of the alfalfa weevil in Maryland in 1966. In : *Proceedings of the Fourth Annual Symposium on the Thermal Agriculture*, Natural Gas Producers Association et National LP-Gas Association, 41-44.
- Blok W.J., Lamers J.G., Termorshuizen A.J., Bollen G.J. (2000). Control of soilborne plant pathogens by incorporating fresh organic amendments followed by tarping. *Phytopathology* 90 (3), 253-259
- Boiteau G., Vernon R. (2000). Barrières physiques contre les insectes nuisibles. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*, INRA Publications, Versailles, France.
- Boivin G. (2001). Parasitoïdes et lutte biologique : paradigme ou panacée ? *Vertigo*, 2(2)
- Boivin T., Sauphanor B. (2005). Modélisation de la phénologie du carpocapse des pommes : intégrer la résistance aux insecticides. *Phytoma*, sous presse
- Boller E.F., El Titi A., Gendrier J.P., Avilla J., Jörg E., Malavolta C. (1999). Integrated Production. Principles and Technical Guidelines. 2nd Edition. *Bulletin IOBC-OILB/SROP*, 22, 30 p.
- Bond W., Grundy A.C. (2001). Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* 41, 383-405
- Bonny S., Sausse C. (2004) Les cultures transgéniques permettent-elles de réduire l'usage des produits phytosanitaires ? Considérations à partir du cas du soja tolérant au glyphosate. *OCL*, vol. 11, 2, 85-91.
- Bowan D.A., Boffey C.W.H., Brooks D.R. et al. (2005) Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proc. R. Soc. B*, 272, 463 – 474.
- Bostock R.M., Karban R., Thaler J.S., Weyman P.D., Gilchrist D. (2001). Signal interactions- induced resistance to pathogen and insect herbivores. *European Journal of Plant Pathology* 107, 103-111.
- Boulard T., Fargues J., Nicot P., Poncet C., Ridray G., Tchamitchian G. (2003). "PIC Serre" an IPM research programme for greenhouse tomato crops. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture biologique*. CTIFL, Paris, 213-218
- Bouquet A., Pauquet J., Adam-Blondon A.F., Torregrosa L., Merdinoglu D., Wiedemann-Merdinoglu S. (2000). Vers l'obtention de variétés de vignes résistantes à l'Oïdium et au mildiou par les méthodes conventionnelles et biotechnologiques. *Le progrès agricole et viticole*, 117(18), 383-389
- Bouquet A., Adam-Blondon A.F., Schneider C. (2001). Métais ou hybrides : des variétés nouvelles pour une vigne de qualité. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, hors série : Un raisin de qualité : de la vigne à la cuve, 109-115
- Bouvier J.C., Buès R., Boivin T., Boudinhon L., Beslay D., Sauphanor B. (2001). Deltamethrin resistance in codling moth: inheritance and number of genes involved. *Heredity* 87, 456-462
- Bouvier J.C., Toubon J.F., Boivin T., Sauphanor B. (2005). Effects of apple orchard management strategies on cavity-nesting birds in South-Eastern France. *Environmental Toxicology and Chemistry* (sous presse)
- Browning J.A. (1974) Relevance of knowledge about natural ecosystems to development of pest management systems for agro-ecosystems. *Proceedings of the American Phytopathological Society*, 1, 191-199.
- Bruchet S., Cugier J.P. (2001). Le point sur les résidus de pesticides en viticulture, *Journal. International des Sciences de la Vigne et du Vin*, hors série :Un raisin de qualité, de la vigne à la cuve, 159-164
- Brun L., Maillet J., Hinsinger P., Pepin M. (2001). Evaluation of copper availability to plants in copper contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 111, 293-302
- Brunel E., Fournet S. (2002). Protection biologique et intégrée contre la mouche du chou (*Delia radicum* L.) : de la recherche fondamentale à l'expérimentation de plein champs. *2ème conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux*. Lille, 4-7 mars 2002, 276-282
- Buès R., Toubon J.F., Boudinhon L. (2000). Genetic analysis of resistance to azinphosmethyl in the pear psylla *Cacopsylla pyri*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 96, 159-166
- Bulson H.A.J., Snaydon R.W., Stopes C.E. (1997). Effects of plant density on intercropped wheat and field beans in an organic farming system. *Journal of Agricultural Science* 128, 59-71
- Butt D.J., Royle D.J. (1974). Multiple regression analysis in the epidemiology of plant disease. In : Kranz J. (Ed) *Epidemics of Plant Diseases*. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York, 78-114
- Butt D.J., Jeger M.J. (1985). The practical implementation of models in crop disease management. In : Gilligan C.A. (Ed.) *Advances in Plant Pathology Vol. 3*, Academic Press, London, 207-230
- Cabanis J.C., Cabanis M.T. (2000). L'ochratoxine dans les vins. *XXVème Congrès mondial de la vigne et du vin*, Paris, 19-23 Juin 2000, OIV Ed., 93-99
- Caranta C., Ruffel S., Dussault M.H. (2003). Gènes naturels de résistance aux virus chez les plantes : relations entre structure et fonction. *Virologie*, 7, 165-175
- Carisse O., Dewdney M. (2002). A review of non-fungicidal approaches for the control of apple scab. *Phytoprotection* 83, 1-29.
- Caseley J.C. (1990). Optimising herbicide performance. In : *Proceedings EWRS Symposium on Integrated Weed Management in Cereals*, Helsinki, 347-357
- CETIOM (2004). *Colza d'hiver : les techniques culturales, le contexte économique*. Editions CETIOM.
- Charmillot P.J., Bloesch B. (1987). La technique de confusion sexuelle : un moyen spécifique de lutte contre le carpocapse. *Revue Suisse de Viticulture, Arboriculture, Horticulture*, 19, 129-138

- Chaussot R., Cluzeau D., Descotes A., Grinbaum M., Moncomble D., Valentin G. (1996). Effets à moyen terme d'herbicides et de fongicides sur les activités biologiques des sols viticoles en Champagne. *Seizième conférence du COLUMA. Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*, Reims, France, 6-8 décembre 1995. ANPP édit., Paris, France, Tome 3, 1195-1202
- Chauvel B., Biju-Duval L., Jouy L. (2001). Gestion des populations de vulpins résistants : quelles possibilités offrent les pratiques culturales ? *Phytoma* 544, 30-34
- Chellemi D.O. (2002). Nonchemical management of soilborne pests in fresh market vegetable production systems. Methyl Bromide Alternatives - Meeting the Deadlines. Symposium presented at the 92nd Annual Meeting of the American Phytopathological Society, New Orleans, USA, 14 August, 2000. *Phytopathology* 92 (12), 1367-1372
- Chiarappa L. (Ed.) (1971). Crop Loss Assessment Methods. *FAO Manual on Evaluation and Prevention of Losses by Pests, Diseases, and Weeds*. Comm. Agric. Bureaux, Farnham, England. Loose-leafed.
- Chiarappa L. (Ed.) (1980). Crop Loss Assessment Methods. *Supplement 3 FAO / Comm. Agric. Bureaux*, Farnham, England, 123 p.
- Christensen S. (1995). Weed suppression ability of spring barley varieties. *Weed Research* 35, 241-248
- Clarke N.D., Shipp J.L., Papadopoulos A.P., Jarvis W.R., Khosla S., Jewett T.J., Ferguson G. (1999). Development of the Harrow Greenhouse Manager: a decision-support system for greenhouse cucumber and tomato. *Computers and electronics in Agriculture*, 24, 195-204
- Clerjeau M. (1994). Strategies for managing resistance to fungicides in practice in viticulture. Fungicide resistance, *BCPC monograph*, 60, S. Heaney *et al* édit., 365-370.
- Clerjeau M. (1996). Outils nouveaux d'aide à la décision pour la protection du vignoble. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, hors série : La viticulture à l'aube du 3^{ème} millénaire, 137-142
- Cloutier D.C., Leblanc M.L. 2000. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France.
- Cluzeau D., Fayolle L. (1988). Impacts sur les lombriciens des traitements pesticides, en particulier cupriques, dans le vignoble champenois. *Comptes Rendus de L'Académie d'Agriculture de France* 74, 109-117
- Codron J.M., Jacquet F., Habib R., Sauphanor B. (2003). Rapport sur le secteur arboricole, expertise INRA, « Agriculture, Territoire et Environnement dans les Politiques Européennes », *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 23, 31-57.
- Colbach N., Lucas P., Cavelier N. (1994). Influence of crop succession on foot and root diseases of wheat. *Agronomie* 14, 525-540.
- Colbach N., Maurin N., Huet P. (1996). Influence of cropping system on foot rot of winter wheat in France, *Crop Protection*, 15(3), 295-305
- Colbach N., Lucas P., Meynard J.M. (1997). Influence of crop management on take-all development and disease cycles on winter wheat. *Phytopathology* 87, 26-32.
- Colbach N., Debaeke P. (1998). Integrating crop management and crop rotation effects into models of weed population dynamics: a review. *Weed Science*, 46, 717-728.
- Combe F., Mercier V., Brun L. (2005). Intérêts de 3 nouvelles variétés de pommier résistantes à la tavelure dans les stratégies de protection intégrée. *Phytoma*, 581, sous presse
- Cordeau J. (1998). *Création d'un vignoble. Greffage de la vigne et porte-greffes, élimination des maladies à virus*. Féret édit. Bordeaux, 182 p.
- Corre-Hellou G. (2004). Fonctionnement et intérêts agronomique d'une association pois-céréale. In : *Agrophysiologie du pois, 25 Nov 2004*, INRA-UNIP-Arvalis eds.
- Coulon T. (2000). Un référentiel national « production intégrée des raisins » pour les vignobles français. *XXVème congrès mondial de la vigne et du vin, OIV, 19-23 Juin 2000, section viticulture*, 163-174.
- Coulon T., Sentenac G. (2001). Viticulture durable. Vers quelle mise en pratique dans le vignoble ? *Journal International de la Vigne et du Vin*, N° hors série : un raisin de qualité – de la vigne à la cuve, 181-187
- Coupard H., Reynier C. (2005). *Réseau régional de Recherche de Références en Production Fruitière Intégrée. Résultats 2004*. Ed. Station La-Pugère, 13370 Mallemort
- Cousens R., Moss S.R. (1990). A model of the effects of cultivation on the vertical distribution of weed seeds within the soil. *Weed Research*, 30, 61-70.
- Cross J.V., Solomon M.G., Chandler D., Jarrett P., Richardson P.N., Winstanley D., Bathon H., Huber J., Keller B., Langenbruch G.A., Zimmermann G. (1999). Biocontrol of pests of apples and pears in Northern and central Europe: 1 Microbial agents and nematodes. *Biocontrol Science and Technology*, 9, 125-149
- Cussans G.W., Cousens R.D., Wilson B.J. (1986). Thresholds for weed control - the concepts and their interpretation. In : *Proceedings EWRS Symposium on Economic Weed Control. Stuttgart*, 253-260.
- Cuyno L.C.M., Norton G.W., Rola A. (2001). Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management: a Philippine case study. *Agricultural Economics* 25 (2/3), 227-233.
- Daamen R.A., Wijnands F.G. Van der Vliet G. (1989). Epidemics of diseases and pests of winter wheat at different levels of agrochemical inputs. A study on the possibilities for designing an integrated crop system. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 125, 305-319.
- DAAR. (1987). Update : Flame weeding on European farms. *The IPM Practitioner*. IX (3), 1-4.
- Daire X., Poinssot B. (2002). Stimulation of the natural defence mechanisms of the grapevine against pathogens: encouraging results for downy mildew. *Phytoma*, 548, 24-26.
- Dalmon A., Cailly M., Bouyer S., Arnold-Gaulhiac M., Cailly A., Goarant G. (2003). Emergence de virus transmis par aleurodes dans les cultures de tomate en France. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture biologique*. CTIFL, Paris, 24-29
- Dangle J.L., Jones J.D. (2001). Plant pathogens and integrated defence responses to infection. *Nature*, 411, 826-833.
- Darriet P., Pons M., Henry R., Dumont O., Findeling V., Cartolaro P., Calonnet A., Dubourdieu D. (2002). Impact odorants contribuant to the fungus aroma from grape berries contaminated by powdery mildew (*Uncinula necator*); incidence of enzymatic activities to the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Journal of agriculture and food chemistry*, 50, 3277-3282
- Darriet P., Bouchilloux P., Poupot C., Bugaret Y., Clerjeau M., Sauris P., Medina B., Dubourdieu D. (2001). Effects of copper fungicide spraying on volatile thiols of the varietal aroma of Sauvignon blanc, Cabernet Sauvignon and Merlot, *Vitis*, 40(2), 93-99
- David C. (2002). *Maîtrise des adventices en production de céréales biologiques*. Rapport COS ACTA

- David C., Gautronneau Y. (2002). Soil fertility in organic arable systems In : *Proc. of the International Federation of Organic Agriculture Movements*, Vancouver, Canada.
- David C., Jeuffroy M.H., Henning J., Meynard J.M. (2005). Yield variations of organic winter wheat: a crop diagnosis on a field network in South East of France. *Agronomie*, in press.
- David S., Decoin M. (1999). Dossier maïs. Bilan phytosanitaire de la campagne 1998. Ennemis originaux, résultats très honorables. *Phytoma*, 513, 20-22.
- David S., Nicolier S., Decoin M. (2000). Dossier Maïs. Bilan phytosanitaire de la campagne 1999. La pyrale et l'helminthosporiose, vedettes d'une campagne "facile". *Phytoma*, 523, 19-21.
- Davies D.H.K., Proven M.J., Courtney A.D., Lawson H.M. (1993). Comparison of the use of weed thresholds and routine herbicide use at reduced rate on the economics of cereal production in the rotation. In : *Proceedings 8th EWRS Symposium on Quantitative Approaches in Weed and Herbicide Research and their Practical Application*. Braunschweig, 1993, 747-754.
- Davies D.H.K., Christal A., Talbot A.M., Lawson H.M., Wright G.M. (1997). *Changes in weed populations in the conversion of two arable farms to organic farming*. Brighton Crop Protection Conference, 973-978
- Descoins C. (2002). Produits naturels et protection des cultures. In : *2^e conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles au végétaux*. Lille 4-7 mars 2002. Communications de la table ronde et des sessions plénières. FREDEC 59, Lille, p 72
- De Jong M.D., Scheepens P.C., Zadoks J.C. (1990). Risk analysis for biological control : a Dutch case study in biocontrol of *Prunus serotinia* by the fungus *Chondrostereum purpureum*. *Plant Disease*, 74, 189-194.
- De Benedictis J.A., Granett J. (1993). Laboratory evaluation of grape roots as hosts of California grape *Phylloxera* biotypes. *American Journal of Enology and Viticulture*, 285-291
- Delas J. (1963). La toxicité du cuivre accumulé dans les sols viticoles. *Agrochimica*, 7, 258-288.
- Delas J., Molot C., Soyer J.P. (1982). Influence d'une fertilisation azotée excessive, du porte-greffe et de la charge sur la sensibilité du cépage Merlot à *Botrytis cinerea*. *Bulletin de l'OEPP*, 12(2), 177-182
- Delbac L., Lecharpentier P., Fos A., Stockel J. (1996). a). La confusion sexuelle contre l'Eudemis.1- Vers un équilibre biologique de l'acarofaune du vignoble. *Phytoma*, 484, 43-47
- Delbac L., Lecharpentier P., Fos A., Stockel J. (1996) b). La confusion sexuelle contre l'Eudemis.1-Impact sur la cicadelle verte dans le vignoble bordelais. *Phytoma*, 488, 36-39
- Deliere L., Clerjeau M. (2001). Bases du raisonnement de la protection du vignoble. *Journal International de la Vigne et du Vin*, Hors série : un raisin de qualité – de la vigne à la cuve, 143-149
- Denholm I., Pickett J.A., Devonshire A.L. (eds) (1999). *Insecticide resistance: from mechanisms to management*. CAB International. Oxon, UK.
- Debaeke P. (1988). Dynamique de quelques dicotylédones adventices en culture de céréale. II. Survie, floraison et fructification. *Weed Research* 28, 265-279.
- Debaeke P. (1990). Effets de systèmes diversement intensifiés sur la composition et la dynamique de la flore adventice des céréales d'hiver. In : *Proceedings EWRS Symposium on Integrated Weed Management in Cereals*, Helsinki, 143-152.
- Debaeke P. (1993). Conditions de l'impasse de désherbage chimique en céréales d'hiver : effet du type de flore, de la rotation et du potentiel de rendement de la culture. In : Thomas J.M., (Ed.) *Proceedings 4th IFOAM Conference on Non-Chemical Weed Control*, Dijon, 1993, 289-294.
- Debaeke P. (1995). Apport d'un modèle de simulation de la concurrence au raisonnement du désherbage des cultures. In : *Annales de la 16^{ème} Conférence du COLUMA. Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*. Reims, 1995, 355-62
- Debaeke P. (1997). Le désherbage intégré en grande culture : bases de raisonnement et perspectives d'application. *Cahiers Agricultures* 6, 185-194.
- Debaeke P., Orlando D. (1994). Simplification du travail du sol et évolution de la flore adventice : conséquences pour le désherbage à l'échelle de la rotation. In : Monnier G., Thévenet G., Lesaffre B. (Eds). *Simplification du travail du sol, Les Colloques N°65*, INRA Editions, Paris, 35-62.
- Debaeke P., Pérès A. (2001). Effects of sunflower (*Helianthus annuus* L.) crop management on *Phoma* black stem (*Phoma macdonaldii* Boerema). *Crop Protection*, 22, 741-752.
- Debaeke P., Caussanel J.P., Kiniry J.R., Kafiz B., Mondragon G. (1997). Modelling crop-weed interactions in wheat with ALMANAC. *Weed Research*, 37, 325-342.
- Debaeke P., Delos M., Moinard J., Bérault S., Lambert R. (2000). Prise en compte du couvert de tournesol dans la simulation des épidémies de *Diaporthe helianthi* par le modèle Asphodel. *Annales 6^{ème} Conf. Int. Maladies des Plantes, AFPP, Tours, 6-8 Déc. 2000*, 251-258
- Debaeke P., Delos M., Moinard J. (2001). Simulating the influence of sowing date on disease occurrence in sunflower. *Proc. 2nd Int. ESA Symp. Modelling Cropping Systems*, Florence (Italy), 16-18 July 2001, 123-124
- Debaeke P., Estragnat A., Reau R. (2003). Influence of crop management on sunflower stem canker (*Diaporthe helianthi*). *Agronomie* 23, 581-592.
- Debras J.F., Cousin M., Rieux R. (2003). Combien d'espèces planter dans la haie du verger ? Nombre optimal d'espèces végétales pour une haie composite réservoir d'auxiliaires. *Défense des végétaux*, 556, 44-50.
- Decognet V., Trotin-Caudal Y., Fournier C., Leyre J.M., Nicot P. (1998). L'effeuillage et la lutte biologique contre la pourriture grise de la tomate sous abri chauffé. *PHM Revue Horticole*, 398, 36-40.
- Delorme R., Ayala V., Touton P., Auge D. et Vergnet C. (1999). Le puceron cendré du pommier (*Dysaphis plantaginea*) : Etude des mécanismes de résistance à divers insecticides. *Annales ANPP*, 1999, I/III, 89-96
- Delos M., Guéry B., Nativel N. (2001). Tournesol : le phomopsis vole la vedette au mildiou. Pour les deux maladies, l'innoculum est en place pour 2001... mais la génétique aussi. *Phytoma* 534, 26-27.
- Delos M., Faure A., Guéry B., Guignefolleau J.P., Le Henaff G., Lafon S., Nativel N., Naïbo B. (2001). Maïs 2000, encore une campagne facile, mais... Adventices, pyrale-fusariose, helminthosporiose, charbon : vigilance en 2001... *Phytoma*, 534, 33-36.
- Delos M., Guéry B. (2002). Bilan phytosanitaire 2001 du tournesol. Face aux maladies comme en 2000. *Phytoma*, 546, 32-33.

- Delos M., Caron D., Penaud A., Naïbo B., Faure A. (2002). La lutte prophylactique, approche transversale des moyens de lutte permettant de réduire ou d'éviter le recours à la lutte chimique contre les ravageurs et les maladies des grandes cultures : un nouveau regard sur des méthodes anciennes. *2ème conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux*, 4-7 mars 2002, Lille, France, 14-22.
- Delos M., Pillon O., Bombarde M., Saumur L., Le Henaff G., Oste B., Wilhem E., Moinard J., Faure A., Thierry G., Lepoutre P. (2005). Bilan phytosanitaire 2003-2004 des céréales à pailles. Spectaculaires pucerons, tendance lourde des graminées et maladies résistantes. *Phytoma*, 578, 22-27.
- Delos M., Pillon O., Faure A., Huguet B., Guinefoleau J.P. (2005). Bilan phytosanitaire 2003-2004 des colzas, pois et fèves. *Phytoma*, 578, 28-31.
- Delos M., Eychenne N., Folcher L., Debaeke P., Laporte F., Raulic I., Maumené C., Naïbo B., Pinochet X. (2004). Les méthodes alternatives pour lutter contre les maladies en grandes cultures. *Phytoma*, 567, 14-18.
- Desquesnes A., Bibard V. (2004). Désherbage du maïs, du sorgho et du millet. *Phytoma*, 577, 20-23.
- Dewar, A.M., Haylock, L.A., Bean, K.M. and May, M.J. (2000) Delayed control of weeds in glyphosate-tolerant sugar beet and the consequences on aphid infestation and yield. *Pesticide Management Science*, 56, 345 – 350.
- de Wit C.T., Goudriaan J.G. (1978). *Simulation of Ecological Processes*. Pudoc, Wageningen. 175p.
- de Wit C.T. (1982). La productivité des pâturages sahéliens. In : Penning de Vries F.W.T., Djiteye M.A. (Eds.). *La Productivité des Pâturages Sahéliens. Une Etude des Sols, des Végétations et de l'Exploitation de cette Ressource Naturelle*. Pudoc, Wageningen, 22-35.
- Dillard H.R., Bellinder R.R., Shah D.A. (2004). Integrated management of weeds and diseases in a cabbage cropping system. *Crop Protection* 23(2), 163-168.
- Dionnet J.M. (1982). *Contribution à l'élaboration d'une lutte raisonnée contre la tavelure du pommier*. Mémoire d'ingénieur, Ecole Nationale d'Ingénieurs des Techniques Agricoles d'Angers, France
- Doré T., Sène M., Pellissier F., Gallet C. (2004). Approches agronomiques de l'allélopathie. *Cahiers Agricultures*, 13, 249-256.
- Dubos B. (1999). *Maladies cryptogamiques de la vigne*, Féret edit., 174 p.
- Duthie J.A. (1997). Models for the response of foliar parasites to the combined effects of temperature and the duration of wetness. *Phytopathology*, 87, 1088-1095.
- Eden M.A., Hill R.A., Beresford R. Stewart A. (1996). The influence of inoculum concentration, relative humidity, and temperature on infection of greenhouse tomatoes by *Botrytis cinerea*. *Plant Pathology*, 45, 795-806.
- Eisele J.E., Köpke U. (1997). Choice of cultivars in organic farming New criteria for winter wheat ideotypes. *Pflanzenbauwissenschaften* 1(2), 84-89
- Elad Y., Katan J., Chet I. (1980). Physical, biological, and chemical control integrated for soilborne diseases in potatoes. *Phytopathology* 70(5), 418-422.
- Elad Y., Malathrakis N.E., Dik, A.J. 1996. Biological control of Botrytis-incited diseases and powdery mildews in greenhouse crops. *Crop Protection*, 15, 229-240.
- Elad Y., Shtienberg D. (1995). Botrytis cinerea in greenhouse vegetables. Chemical, cultural, physiological, and biological controls and their integration. *Integrated Pest Management Reviews*, 1, 15-27.
- Elad Y., Shtienberg D. (1997). Integrated management of foliar diseases in greenhouse vegetables according to principles of a decision support system – Greenman. *IOBC WPRS Bulletin*, 20, 71-77.
- Ellis P.R., Kift N.B. (2003). The exploitation of plant resistance in controlling insect pests of vegetable crops. *IOBC WPRS Bulletin*, 26, 47-55.
- Elzen G.W., Hardee D.D. (2003). United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service research on managing insect resistance to insecticides. *Pest Management Science*, 59, 770-776.
- Ervin, D.E., Welsh, R., Batie, S.S. and Carpentier, C.L. (2003) Towards an ecological systems approach in public research for environmental regulation of transgenic crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 1 – 14.
- Fargues J. (2002). La lutte biologique avec des micro-organismes contre les insectes ravageurs des cultures : contraintes, bilan et perspectives. In : *2ème conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles au végétaux*. Lille 4-7 mars 2002, 49-61
- Fargues J., Vidal C., Smits N., Rougier M., Boulard T., Mermier M., Nicot P., Reich P., Jeannequin B., Ridray G., Lagier J. (2003). Effect of microclimatic factors on entomopathogenic hyphomycetes infection of *Trialeurodes vaporariorum* (Homoptera:Aleyrodidae) in Mediterranean glasshouse tomato. *Biological Control*, 28, 320-331.
- Faure A., Guéry B., Guinefoleau J.P., Weissenberger A., Naïbo B., Decoin M. (2004). Bilan phytosanitaire 2003 des maïs. L'année de la soif mais aussi des insectes. *Phytoma*, 567, 39-41.
- Fermaud M., Le Menn R. (1989). Association of *Botrytis cinerea* with grape berry moth larvae. *American Phytopathological Society*, 79, 651-655.
- Fermaud M., Soyer J.P., Molot C., Giboulot A. (1994). Equilibre de la fertilisation minérale et sensibilité à la pourriture grise de la vigne. *Annales ANPP, 2ème Conf. Intern. Maladies des plantes*, ANPP édit, 3, 1383-1390
- Fermaud M., Pieri P., Liminana J.M. (2001). Botrytis et microclimat : Propagation de Botrytis cinerea dans les grappes de raisin en conditions climatiques contrôlées. *Phytoma*, 543, 40-44
- Fermaud M., Froidefond G., Liminana J.M., Pieri P. (2002). Indicateurs prévisibles du risque épidémique de pourriture grise en fin de saison. *Colloque Mondiaiviti, Bordeaux 4-5 Déc. 2002*, 94-97.
- Fermaud M., Martinez F., Pieri P., Froidefond G., Sauris P., Delière L. (2003). Pourriture grise de la vigne : prévision du risque épidémique et protection fongicide. *Phytoma*, 565, 36-40
- Fernandez-Cornero, J. and McBride, W.D. (2002) Adoption of bioengineered crops. *Agricultural Economic Report N° (AER810)* mai 2002, 67pp.
- Ferron P. (2000). La lutte biologique : définition, concept et stratégie. *Dossiers de l'environnement de l'INRA*. 19 : 7-18.
- Finch S., Collier R. H. (2000). Integrated pest management in field vegetable crops in northern Europe - with focus on two key pests. XIVth International plant protection congress, Jerusalem, Israel, July 25-30, 1999. *Crop Protection* 19 (8/10), 817-824.

- Finckh M.R., Wolfe M.S. (1998). Diversification strategies. In : Jones D.G. (Ed.). *The Epidemiology of Plant Diseases*. Kluwer Academic Publishers, 231-259.
- Finckh M.R., Wolfe M. (1998). Diversification strategies. In : Jones D.G. (Ed.). *The Epidemiology of Plant Diseases*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 231-259
- Finckh M.R., Gacek E.S., Goyeau H., Lannou C., Mundt C.C., Munk L., Nadziak J., Newton A.C., Vallavieille-Pope C., Wolfe M. (2000). Cereal variety and species mixtures in practice with emphasis on disease resistance. *Agronomie*, 20, 813-837
- Flint M.L., Gouveia P. (2001). *IPM in practice : principles and methods of integrated pest management*. University of California, Davis, USA. 344 p.
- Forrester J.W. (1961). *Industrial Dynamics*. M.I.T. Press, Cambridge (Mass.) 464p.
- Foulongne M., Pascal T., Arus P., Kervella J. (2003). The potential of *Prunus davidiana* for introgression into peach *Prunus persica* Batsch assessed by comparative mapping. *Theoretical and Applied Genetics*, 107, 227-238
- Fournet S., Renoult L., Brunel E. (1999). *Aleochara bilineata* Gyll. et *A. bipustulata* L., deux auxiliaires potentiels pour contrôler *Delia radicum* L. en cultures de crucifères. *Annales AFPP*, 3, 673-678.
- Foury C. (1995). Quelques aspects de la désinfection solaire des sols. *PHM Revue horticole*, 356, 15-20.
- Francl L.J., Madden L.V., Rowe R.C., Riedel R.M. (1987). Potato yield loss prediction and discrimination using preplant densities of *Verticillium dahliae* and *Pratylenchus penetrans*. *Phytopathology*, 77, 579-584.
- Francl L.J., Madden L.V., Rowe R.C., Riedel R.M. (1990). Correlation of growing season environmental variables and the effect of early dying on potato yield. *Phytopathology*, 80, 579-584.
- Frandon J., Kabiri F., Pizzol J. (2002). La lutte biologique contre la pyrale du maïs avec les trichogrammes. Bilan des derniers développements. *2ème conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux*. Lille, 4-7 mars 2002, 33-40.
- Galet P. (1977). *Les maladies et parasites de la vigne, tome 1*, Imprimerie du paysan du midi, Montpellier, 871 p.
- Gamliel A., Stapleton J.J. (1993). Effect of chicken compost or ammonium phosphate and solarization on pathogen control, rhizosphere microorganisms, and lettuce growth. *Plant Disease* 77(9), 886-891.
- Gamliel A., Austerweil M., Kritzman G., 2000. Non-chemical approach to soilborne pest management - organic amendments. XIVth International plant protection congress, Jerusalem, Israel, July 25-30, 1999. *Crop Protection* 19 (8/10), 847-853.
- García-Arenal F., McDonald B.A. (2003). An analysis of the durability of resistance to plant viruses. *Phytopathology*, 93, 941-952.
- Gary C., Tchamitchian M. (2002). Modelling fruit and vegetable production: the case of tomatoes. In: Jongen W. (Ed.). *Fruit and vegetable processing. Improving quality*, 69-90
- Gendrier J.P. (1999). La lutte biologique en arboriculture fruitière. *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 19, 101-106.
- Gerhards R., Christensen S. (2003). Real-time weed detection, decision making and patch spraying in maize, sugarbeet, winter wheat and winter barley. *Weed Research*, 43, 385-392.
- Giraud M., Baudry O., Orts R., Gendrier J.P. (1996). - *Mémento Protection Intégrée pommier – poirier*. CTIFL.
- Glenn P.A. (1922). Relation of temperature to development of the codling moth. *Journal of Economic Entomology*, 15, 193-198
- Gomez C., Brun L., Chauffour D., de Le Vallée D., Dumont E. (2004). Effets de la réduction de l'inoculum d'automne sur le développement des épidémies de tavelure en verger de pommiers biologiques. *Journées Techniques Fruits et Légumes Biologiques 2004, ITAB/CTIFL*, Saint Pierre des Corps, 30/11 et 01/12/2004, p 45-52.
- Greathead D.J. (1995). Benefits and risks of classical biological control. In : Hokhanen H.M.T., Lynch J.M. (Eds.). *Biological control. Benefits and risks*. Cambridge University Press, *Plant and Microbial Biotechnology Research Series* 4, 53-63.
- Guinefoleau J.P., Weissenberger A., Faure A., Guéry B., Decoin M. (2002). Bilan phytosanitaire 2001 des maïs. Avec l'été indien, le maïs tire son épingle du jeu. *Phytoma*, 546, 29-31.
- Guinefoleau J.P., Weissenberger A., Faure A., Guéry B., Decoin M. (2003). Bilan phytosanitaire 2002 des maïs. Grands espoirs un peu déçus, action pour préparer l'avenir. *Phytoma*, 556, 39-41.
- Hakansson I., Stenberg M., Rydberg T. (1998). Long-term experiments with different depths of mouldboard ploughing in Sweden. *Soil & Tillage Research* 46, 209-223
- Hammerschmidt R., Métraux J.P., van Loon L.C. (2001). Inducing resistance: a summary of papers presented at the first international symposium on induced resistance to plant diseases, Corfu, May 2000. *European Journal of Plant Pathology*, 107, 1-6.
- Hampton R.D. (1975). The nature of bean yield reduction by bean yellow and bean common mosaic viruses. *Phytopathology*, 65, 1342-1346.
- Häni F. (1990). Farming systems research at Ipsach, Switzerland - The « Third Way » Project. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung*, 29, 257-71.
- Hansen C.M., Chase R.W., Tabiszewski A., Bowditch G. (1968). Flame weed control in potatoes. In : *Proceedings of the Fifth Annual Symposium on the Thermal Agriculture, Natural Gas Producers Association et National LP-Gas Association*, 63-64.
- Hauugaard-Nielsen H. (2001). Interspecific competition, N use and interference with weeds in pea - barley intercropping. *Field Crops Research*, 70, 101-109.
- Heimlich, R.E., Fernandez-Cornejo, J. et al. (2000) Genetically engineered crops : has adoption reduced pesticide use ? *Pesticide Outlook*, August 2000, 13-17.
- Hertz A., Lagier J., Ridray G. (2004). Tomate : effeuillage et lutte intégrée. *Serres et Plein Champ*, 175, 4-5.
- Herzog D.C., Funderburk J.E. (1986). Ecological bases for habitat management and pest cultural control. In : Kogan M. (Ed.). *Ecological theory and Integrated Pest Management practice*. John Wiley and sons. New-York, 217-250
- Hill G.D. (1982). Impact of weed science and agricultural chemicals on farm productivity in the 1980's. *Weed Science*, 30, 426-429
- Hinks C.F., Olfert O. (1992). Cultivar resistance to grasshoppers in temperate cereal crops and grasses : a review. *Journal of Orthoptera Research*, 1, 1-9
- Holt J., Chancellor T.C.B. (1999). Modelling the spatio-temporal deployment of resistant varieties to reduce the incidence of rice tungro disease in a dynamic cropping system. *Plant Pathology*, 48, 453-461.
- Hough W.S. (1928). Relative resistance to arsenical poisoning of two codling moth strains. *Journal of Economic Entomology*, 21, 325-329

- House G.J., Del Rosario Alugaray M. (1989). Influence of cover cropping no-tillage practices on community composition of soil arthropods in a North Carolina agroecosystem. *Environmental Entomology*, 18 (2), 302-307.
- Huang, J., Hu, R., Rozelle, S. and Spray, C. (2005) Insect-resistant GM rice in farmers' fields: Assessing productivity and health effects in China. *Science*, 308, 688 – 690.
- Huber L., Gillespie T.J. (1992). Modeling leaf wetness in relation to plant disease epidemiology. *Annual Review of Phytopathology*, 30, 553-577.
- Huguet B., Faure A., Durand T. (2002). Bilan phytosanitaire 2000-2001 du colza. Climat surtout, maladies en second lieu. *Phytoma*, 545, 26-27.
- Huguet B., Faure A., Durand T., Decoin M. (2003). Bilan phytosanitaire 2001-2002 du colza. *Phytoma*, 556, 18-20.
- Huguet B., Guéry B., Moinard J., Pillon O. (2004). Bilan phytosanitaire 2002-2003 des oléoprotéagineux. Certains marqués par le froid, d'autres par la canicule. *Phytoma*, 567, 26-29.
- Hummel R.L., Walgenbach J.F., Hoyt G.D., Kennedy G.G. (2002). Effects of vegetable production system on epigeal arthropod populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1/3), 177-188.
- Jay M. (2000). *Oiseaux et mammifères : auxiliaires des cultures*. Hortipratic/CTIFL (Ed).
- James W.C. (1969). A survey of foliar diseases in spring barley in England and Wales in 1967. *Annals of Applied Biology*, 63, 253-263.
- James W.C., (1974). Assessment of plant diseases and losses. *Annual Review of Phytopathology*, 12, 27-48.
- Jansma J.E., van Keulen H., Zadocks J.C. (1993). Crop protection in the year 2000: a comparison of current policies toward agrochemical usage in four West European countries. *Crop Protection*, 12, 483-489
- Jarvis W.R., Shaw L.A., Traquair J.A. (1989). Factors affecting antagonism of cucumber powdery mildew by *Stephanoascus flocculosus* and *S. rugulosus*. *Mycological Research*, 92, 162-165.
- Jarvis W.R. (1992). *Managing Diseases in Greenhouse Crops*. APS Press, St Paul, MN.
- Jensen N.F. (1952). Intra-varietal diversification in oat breeding. *Agronomy Journal*, 44, 30-34.
- Jewett T.J., Jarvis W.R. (2001). Management of the greenhouse microclimate in relation to disease control: a review. *Agronomie*, 21, 351-366.
- Jobin P., Douville Y. (1996). *Stratégies de régulation des adventices avec les bineuses, les herses rotatives et les cultures intercalaires dans les grandes cultures au Québec*. Colloque IFOAM Maîtrise des adventices par voie non chimique, Dijon, France, 249-256
- Jourdheuil P., Grison P., Fraval A. (1991). La lutte biologique : un aperçu historique. *Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA*, 15, 37-60
- Katan J. (2000). Physical and cultural methods for the management of soil-borne pathogens. *Crop Protection*, 19, 725-731
- Keinath A. P. (1995). Reductions in inoculum density of *Rhizoctonia solani* and control of belly rot on pickling cucumber with solarization. *Plant Disease* 79 (12), 1213-1219
- Kepner R.A., Bainer R., Barger E.L. (1978). *Principles of farm machinery*. AVI Publishing Company, Inc., Westport, CT, USA.
- Khelifi M., Laguë, Lacasse B. (2000). Lutte pneumatique contre les insectes en phytoprotection. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France.
- King J.E. (1977). Surveys of foliar diseases of spring barley in England and Wales. *Plant Pathology*, 26, 21-29
- King J.E. (1980). Cereal survey methodology in England and Wales. In : *Crop Loss Assessment*. Misc. Publ. Univ. of Minnesota Agric. Exp.Sta. 7. pp., 124-133
- Kiyosawa S. (1982). Genetics and epidemiological modeling of breakdown of plant disease resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 20, 93-117
- Klarzynski O., Fritig, B. (2001). Stimulation of plant natural defences. *C.R. Académie des Sciences III*, 324, 953-963
- Kouwenhoven J.K., Perdok U.D., Boer J., Oomen G.J.M. (2002). Soil management by shallow mouldboard ploughing in The Netherlands. *Soil & Tillage Research*, 65, 125-139
- Kogan M. (1998) Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology* 43:243-270.
- Kranz J., Mogk M., Stumpf A. (1973). EPIVEN, ein Simulator für Apfelschorf. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, 80, 181-187
- Kreiter S. (2000). Stratégies de lutte vis-à-vis des acariens. In : *Les ravageurs de la vigne*, Feret édité. Bordeaux, 71-101
- Kreiter S., Sentenac G., Weber M., Valentin G. (1993). Les phytoseiidés des vignobles français. Synthèse de 8 années de recensement. Proceed 3rd. Intern. Conf. On Pest in Agriculture, Montpellier, 7-9 Déc. 1993. *Annales ANPP*, 2, 597-609
- Kuč J. (1995). Phytoalexins, stress metabolism and disease resistance in plants. *Annual Review of Phytopathology*, 33, 275-297
- Kuc J. (2001). Concepts and direction of induced systemic resistance in plants and application. *European Journal of Plant Pathology*, 107, 7-12.
- Lafon R, Bulit J. (1981). Downy mildew of the vine. In : Spencer D.M. (Ed.). *The downy mildews*. Academic press, New York., 601-614.
- Laguë C., Gill J., Péloquin G. (2000). Lutte thermique en phytoprotection. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France.
- La Guerche S. (2004). *Recherches sur les déviations organoleptiques des moûts et des vins associés au développement de pourritures sur raisin (géosmine)*. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 2, 8 décembre 2004.
- Lammerts van Bueren E.T., Struik P.C., Jacobsen E. (2002). Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 50, 1-26.
- Landis D.A., Wratten S.D., Gurr G.M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, 175-201.
- Lannou C., Mundt C.C. (1997). Evolution of a pathogen population in host mixtures: rate of emergence of complex races. *Theoretical and applied Genetics*, 94, 991-999.
- Laterrot H. (1989). La Tomate; Intérêt et utilisation des espèces sauvages pour la création variétale. *P.H.M. Revue Horticole*, 295, 3-7.
- Large E.C. (1966). Measuring plant disease. *Annual Review of Phytopathology*, 11, 47-57
- Larignon P., Lecomte P., Dubos B., (2001). Maladies du bois. Rappel des précautions à prendre. *L'Union Girondine*, 973, 30-31
- Lecomte P., Clerjeau M., Dubos B. (1999). Eutypiose de la vigne. Protéger les plaies de taille dès la plantation. *Viti* 246, 66-69

- Laxminarayan R., Simpson R.D. (2002). Refuge strategies for managing pest resistance in transgenic agriculture. *Environmental and Resource Economics*, 22, 521-536
- Le Henaff G., Gatelet J., Delos M., Hugerot G., Faure A., Thierry G., Oste B., Feuprier B., Pillon O., Vergnaud A. (1999). Céréales : bilan phytosanitaire de la campagne 1997-1998. Maladies, ravageurs, et adventices bien présents... mais les rendements aussi. *Phytoma*, 512, 12-15
- Le Henaff G., Oste B., Dacquay Y., Delos M., Gatelet J., Faure A., Lepoutre P., Pillon O., Vergnaud A. (2000). Bilan phytosanitaire 1999-2000 des blés et des orges. *Phytoma*, 533, 8-12
- Le Henaff G., Oste B., Dacquay Y., Delos M., Gatelet J., Lepoutre P., Faure A., Pillon O., Vergnaud A. (2002). Bilan phytosanitaire 2000-2001 des céréales. Un si lourd climat... *Phytoma*, 545, 20-25
- Le Henaff G., Oste B., Wilhem E., Faure A., Moignard J., Lepoutre P., Pillon O. (2003). Bilan phytosanitaire 2001-2002 des céréales. Retour au sec et au calme pour des résultats moyens. *Phytoma*, 556, 22-26
- Le Henaff G., Oste B., Wilhem E., Faure A., Moignard J., Lepoutre P., Pillon O., Delos M. (2004). Bilan phytosanitaire 2002-2003 des céréales à paille. Une campagne atypique, des ennemis peu nuisibles et pourtant remarquables. *Phytoma*, 567, 20-24.
- Leblanc M.L., Cloutier D.C., Leroux G.D. (1995). Reduced use of herbicides in corn through herbicide-banding combined with cultivations. *Weed Research*, 35, 511-522
- Leblanc M.L., Cloutier D.C., Leroux G.D. (1996). *Evaluation des sarclages et des cultures intercalaires comme méthodes alternatives de désherbage dans le maïs grain. Maîtrise des adventices par voie non chimique*, IFOAM, Dijon, France, 263-274
- Lecoq H., Moury B., Desbiez C., Palloix A., Pitrat, M. (2004). Durable virus resistance in plants through conventional approaches: a challenge. *Virus Research*, 100, 31-39
- Le Corre G., Ferret M., Dupont S., Carof S., Maisonneuve J.C. (2004). Protection biologique intégrée contre la mouche du chou *Delia radicum*. *Phytoma*, 571, 30-32
- Lewandowski (2000). Rayonnements électromagnétiques en phytoprotection. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France
- Liebman M., Davis A.S. (2000). Integration of soil, crop and weed management in low-external input farming systems. *Weed Research*, 40, 27-47
- Lien R.M., Liljedahl J.B., Robbins P.R. (1967). Five year research in flame weeding. In : *Proceedings of the Fourth Annual Symposium on the Thermal Agriculture*, Natural Gas Producers Association et National LP-Gas Association, 6-20
- Lyoussoufi A., Rieux R., Armand E., Faivre d'Arcier F., Sauphanor B. (1994 a, b & c) - La faune entomophage des psylles du poirier en Europe. Revue bibliographique : a - Arachnides et Insectes Polynéoptères et Paranéoptères prédateurs. b - Insectes Oligonéoptères prédateurs. c - Insectes parasitoïdes et hyperparasitoïdes. Groupe de travail OILB/SROP : Protection intégrée en vergers sous groupe Poirier, Cezena (Italie), octobre 1993. *Bulletin OILB/SROP*, 17, 86-103
- Madden L.V., Nutter Jr. F.W. (1995). Modeling crop losses at the field scale. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 17, 124-137
- Maher N., Toulouse M.E., Jolivet J., Thiery D. (2000). Oviposition preference of the European grapevine moth, *Lobesia botrana* (Lepidoptera : Tortricidae) for host and non-host plants present in Bordeaux area. *Integrated Control in Viticulture IOBC/WPRS Bulletin*, 23(4), 131-134
- Maisonneuve J.C., Capy A., Pelletier B., Trottin-Caudal Y. (2003). Une culture pionnière en Protection Biologique et Intégrée : la Tomate; situation des superficies et évolution. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture Biologique*. CTIFL, Paris, 223-227
- Malausa J.C. (2000). Perspectives de lutte biologique contre la cicadelle vectrice *Scaphoideus titanus*. In : *Jaunisses de la vigne : bilan et perspectives de la recherche agronomique. Séminaire ITAB-INRA-ENSAM*, 25 Janvier 2000, Montpellier, 52-54
- Marrone P.G. Microbial pesticides and natural products as alternatives. *Outlook on Agriculture*, 28(3), 149-154
- Marshall E.J.P. (1987). Using decision thresholds for the control of grass and broad-leaved weeds at the Boxworth E.H.F. In : *Proceedings 1987 British Crop Protection Conference on Weeds*, Brighton, 1059-1066.
- Massé J, Jouy L, 1994. Les stratégies de désherbage : quelques exemples régionaux. *Perspectives Agricoles*, 196, 49-63
- Maurin G. (1999). *Guide pratique de défense des cultures*. Edition ACTA. 575 p
- Mazzoni E., Cravedi P. (2002). Analysis of insecticide-resistant *Myzus persicae* (Sulzer) populations collected in Italian peach orchards. *Pest Management Science*, 58(9), 975-980
- Mazzola M., Granatstein D.M., Elfving D.C., Mullinix K. (2001). Suppression of specific apple root pathogens by Brassica napus seed meal amendment regardless of glucosinolate content. *Phytopathology*, 91(7), 673-679
- McBride, W. and Books Nora (2000) Survey evidence on producer use and costs of genetically modified seed. *Agribusiness*, 16, 6-20.
- McDonald B.A., Linde C. (2002). The population genetics of plant pathogens and breeding strategies for durable resistance. *Euphytica*, 124, 163-180
- McRoberts N., Hughes G., Savary S. (2003) Integrated approaches to understanding and control of diseases and pests in field crops. *Australasian Journal of Plant Pathology* 32:167-180
- Messiaen C.M., Blancard D., Rouxel F., Lafon R. (1991). *Les maladies des plantes maraîchères*, 3ème édition, INRA Publications, Versailles, France
- Metcalfe R.L., Metcalfe R.A. (1993). Destructive and useful insects : their habits and control. *Journal of Economic Entomology*, 63, 24-31
- Meynard J.M., Doré T., Lucas P. (2003). Agronomic approach: cropping systems and plant diseases. *Comptes Rendus Biologies*, 326 (1), 37-46
- Mille B., de Vallavieille-Pope C. (2001). Cultivar mixtures and fungicide sprays against leaf and glume blotch and brown rust in winter wheat. *Cahiers Agricultures*, 10, 125-129
- Mohan Babu R., Sajeena A., Seeharaman K. Reddy M.S. (2003). Advances in genetically engineered (transgenic) plants in pest management – an overview. *Crop Protection*, 22, 171-1086.
- Moignard J., Guéry B., Decoin M. (2003). Bilan phytosanitaire 2002 du tournesol. Des rendements, des maladies et des rappels "prophylactiques". *Phytoma*, 556, 29-31.
- Monnet Y. (2001). *Les intrants utilisables en agriculture biologique état actuel et évolutions prévisibles* – Rencontre INRA protection phytosanitaire, qualité des produits et environnement
- Moore J. (1990). Sweeping fields controls some pests. *American Vegetable Growers*. March, 10-11

- Mundt C.C. (2002). Use of multiline cultivars and cultivar mixtures for disease management. *Annual Review of Phytopathology*, 40, 381-410
- Munier-Jolain N.M., Chauvel B., Gasquez J. (2002). Long-term modelling of weed control strategies: analysis of the threshold-based options for weed species with contrasted competitive abilities. *Weed Research*, 42, 107-122.
- Naranjo S.E. (2001). Conservation and evaluation of natural enemies in IPM systems for *Bemisia tabaci*. *Crop Protection*, 20 (9), 835-852.
- Nicot P.C., Morison N., Mermier M. (2001). Optical filters against grey mould of greenhouse crops. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *Physical Control Methods in Plant Protection*. Springer - INRA Editions, Versailles, France, 134-145
- Nicot P.C. (2002). Lutte biologique avec des micro-organismes contre les maladies aériennes : situation actuelle et perspectives de développement. In : 2^e conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles au végétal. Lille 4-7 mars 2002. Communications de la table ronde et des sessions plénières. FREDEC 59, Lille, 28-40
- Nicot P.C., Decognet V., Bardin M., Romiti C., Trottin-Caudal Y., Fournier C., Leyre J.M. (2003). Potential for including *Microdochium dimerum*, a biocontrol agent against *Botrytis cinerea*, into an integrated protection scheme of greenhouse tomatoes. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture Biologique*. CTIFL, Paris, 19-23
- Nordlund D.A. (1996). Biological control, integrated pest management and conceptual models. *Biocontrol News and Information*, 17(2), 35-44
- Norris R.F., Caswell-Chen E.P., Kogan M. (2003). *Concepts in Integrated Pest Management*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 586 p.
- Ogawa J.M., Gilpatrick J.D., Chiarappa L. (1977). Review of plant pathogens resistant to fungicides and bactericides. *Plant Protection Bulletin*, FAO, 23, 97-111
- OILB-SROP, 1973. Statuts. *Bulletin SROP*, 1973/1, 25 p.
- Olivier J.M., Lambert C., Lefeuvre M. (1983). Application du thermohumectographe KIT-INRA. Etude des risques de tavelure du pommier à l'échelle du Maine-et-Loire (France). *Bulletin O.E.P.P.*, 13, 47-56
- Olivier J.M. (1986). La tavelure du pommier, conduite d'une protection raisonnée. *Adalia*, 1, 3-19
- ONIVINS, 2000. Les traitements phytosanitaires, *ONIVINS-INFOS 2000*, 78, 22-32
- ONIVINS, *Faits et chiffres 2003*
- Oostendorp M., Kunz W., Dietrich B., Staub T. (2001). Induced disease resistance in plants by chemical. *European Journal of Plant Pathology*, 107, 19-28
- Oste B., Hugerot G., Delos M., Freyrier M., Thierry G., Le Henaff G., Gatellet J., Pillon O., Feurprier B., Vergnaud A. (2000). Céréales : bilan phytosanitaire de la campagne 1998/99. *Phytoma*, 523, 12-16
- Owen, M.D.K. and Zelaya, A. (2005) Herbicide-resistant crops and weed resistance to herbicides. *Pest Management Science*, 61, 301-311.
- Palti J. (1981). *Cultural Practices and Infectious Crop Diseases*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 243 p.
- Panneton B., Vincent C., Fleurat-Lessard F. (2000). Place de la lutte physique en phytoprotection. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France
- Panneton B., Vincent C., Fleurat-Lessard F. (2000). Bilan et perspectives pour la lutte physique en phytoprotection. In : Vincent C., Panneton B., Fleurat-Lessard F. (Eds.). *La lutte physique en phytoprotection*. INRA Publications, Versailles, France
- Papadopoulos A.P., Pararajasingham S., Shipp J.L., Jarvis W.R., Jewett T.J., Clarke N.D. (1997). Integrated management of greenhouse vegetable crops. *Horticultural Reviews*, 21, 1-39
- Parker W.E., Collier R.H., Ellis P.R., Mead A., Chandler D., Blood Smyth J.A., Tatchell G.M. (2002). Matching control options to a pest complex: the integrated pest management of aphids in sequentially-planted crops of outdoor lettuce. *Crop Protection*, 21 (3), 235-248
- Parisi L., Didelot F., Brun L. (2004). Raisonner la lutte contre la tavelure du pommier, un enjeu majeur pour une arboriculture durable. *Phytoma*, 567, 49-53
- Parisi L., Fouillet V., Schouten H.J., Groenwold R., Laurens F., Didelot F., Evans K., Fischer C., Gennari F., Kemp H., Lateur M., Patocchi A., Thissen J., Tspiroudis G. Variability of the Pathogenicity of *Venturia inaequalis* in Europe. *Acta Horticulturae*, in press.
- Parleviet J.E. (1979) Components of resistance that reduce the rate of disease epidemic development. *Annual Review of Phytopathology* 17:203-232.
- Parleviet J.E. (2002). Durability of resistance against fungal, bacterial and viral pathogens: present situation. *Euphytica*, 124, 147-156
- Paulitz T.C., Bélanger R.R. (2001). Biological control in greenhouse systems. *Annual Review of Phytopathology*, 39, 103-133
- Pauquet J., Burget E., Hagen L., Chovelon V., Le Menn A., Valot N., Desloire S., Caboche M., Rousselle P., Pitrat M., Bendahmane A., Dogimont C. (2004). Map-based cloning of the Vat gene from melon conferring resistance to both aphid colonization and aphid transmission of several viruses. In : Lebeda S., Paris H.S. (Eds.). *Progress in cucurbit genetics and breeding research. 8. EUCARPIA Meeting, Cucurbitaceae 2004*, Olomouc, 325-329
- Pearson R., Goheen A.C. (1988). *Compendium of grape plant disease*. American Phytopathological Society (APS) Press, 93 p.
- Peigné J., Roger-Estrade J., David C. (2005). Feasibility of conservation tillage on organic farming. *Soil & Tillage Research* (Soumis)
- Pekar S. (1999). Effect of IPM practices and conventional spraying on spider population dynamics in apple orchard. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 73, 155-166
- Penaud A. (2004). Contans en colza, tournesol et soja : une efficacité mesurée. *Oléoscope*, 79, 28-30.
- Penning de Vries F.W.T., Van Laar H.H. (1982). *Simulation of Plant Growth and Crop Production*. Pudoc, Wageningen, 308p.
- Pilorgé E. (1999). Bilan phytosanitaire 1998 colza, tournesol et soja. Une année calme, mais pas le calme plat. *Phytoma*, 514, 45-47.
- Pitrat M., Causse M. (2004). Utilisation d'outils génomiques dans les programmes d'amélioration des plantes. Quelques exemples chez les plantes maraîchères. In : Boistard P., Sabbagh C., Savini, I. (Eds.). *L'amélioration des plantes. Continuités et ruptures*. Colloque INRA; Montpellier, 1-7
- Poinssot B., Vandelle E., ET AL. (2003). The endopolygalacturonase 1 from *Botrytis cinerea* activates grapevine defense reactions unrelated to its enzymatic activity. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 16(6), 553-564
- Poiret M. (1996). Maîtrise de la production et conduite économique pour les grandes cultures. In : Bilan de trois années d'application de la réforme. *Agreste, Les Cahiers*, 1/2, 37-45.

- Poll J.T.K. (1996). Effect of soilcover on the yield and quality of vegetables. *Publicatie - Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond*, Lelystad, 81B, 103-109
- Pouget R. (1990). *Histoire de la lutte contre le Phylloxera de la vigne*. INRA-OIVV Paris édit., 157 p.
- Poullot D., Beslay D., Bouvier J.C., Sauphanor B. (2001). Is attract and kill technology potent against resistant Lepidoptera ? *Pest Management Science*, 57, 729-736
- Post J.S., Wijnands F.G. (1993). Integrated weed management. In : Zadoks J.C. (Ed.). *Modern crop protection: developments and perspectives*. Wageningen, 199-209
- Prigent S., Blum J., Le Cann Y., Le Garrec R., Youdec A., Jacq P. (2003). Des producteurs organisent leur PBI. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture Biologique*. CTIFL, Paris, 228-232
- Rabbinge R., Rijsdijk F.H. (1981). Disease and crop physiology: a modeler's point of view. In: Ayres P.G. (Ed.). *Effects of Disease on the Physiology of the Growing Plant*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 201-220
- Rabbinge R. (1989). Systems, models, and simulation. In : Rabbinge R., Ward S.A., Van Laar H.H. (Eds.). *Simulation and Systems Management in Crop Protection*. Pudoc, Wageningen, 3-15
- Rabbinge R., Ward S.A., Van Laar H.H. (Eds.) (1989). *Simulation and Systems Management in Crop Protection*. Rabbinge, R., Ward, S.A. & Van Laar, H.H., Eds. Pudoc, Wageningen, 420p.
- Raman K.V., Altman D.W. (1994). Biotechnology initiative to achieve plant pest and disease resistance. *Crop Protection*, 13, 591-596
- Rapilly F., Skajennikoff M., Foucault B., Eschenbrenner P. (1977). Recherche des facteurs de résistance horizontale à la septoriose du blé (*Septoria nodorum* Berk.). Résultats obtenus par la simulation. *Annales de Phytopathologie*, 9, 1-19
- Rapilly F. (1991). *L'épidémiologie en pathologie végétale. Mycoses aériennes*. INRA, Versailles, 317 p.
- Rasmussen J. (1990). Selectivity - an important parameter on establishing the optimum harrowing technique for weed control in growing cereals. In : *Proceedings EWRS Symposium on Integrated Weed Management in Cereals*, Helsinki, 197-204.
- Rasmussen J. (1993). Can high densities of competitive weeds be controlled efficiently by harrowing or hoeing in agricultural crops. In : Thomas J.M. (Ed.). *Proceedings 4th IFOAM Conference on Non-Chemical Weed Control*, Dijon, 83-87
- Rasmussen J., Ascard J. (1995). Weed control in organic farming systems. In : Glen D.M., Greaves M.P., Anderson H.M. (Eds). *Proceedings 13th Long Ashton International Symposium, Ecology and Integrated Farming Systems*, John Wiley & Sons, Chichester, UK, 49-67
- Rasmussen I.A., Askegaard M., Olesen J.E. (1999). Plant protection in an organic crop rotation experiment for grain production. In : Olesen et al. (Ed.). *Designing and testing crop rotations for organic farming*. DARCOF
- Ravensberg W., Elad Y. (2002). The reality- a commercial perspective to plant disease biocontrol. *IOBC/WPRS Bulletin*, 25, 125-130
- Raynal M. (2000). Gestion de la production viticole : quels outils d'aide à la décision pour demain ? *XXVème congrès mondial de la vigne et du vin, OIV*, 19-23 Juin 2000, section viticulture, 255-257
- Real B., Chabanel Y., Lasserre D., Bonnefoy M. (1993). Essais de désherbage mécanique des céréales à paille, du maïs et du pois protéagineux. In : Thomas J.M. (Ed.). *Proceedings 4th IFOAM Conference on Non-Chemical Weed Control*, Dijon, 235-241
- Reboulet J.N., Gendrier J.P. (2000). Choix des produits phytoasnitaires en vergers. *Phytoma*, 525, 26-34
- Reitz S.R., Kund G.S., Carson W.G., Phillips P.A., Trumble J.T. (1999). Economics of reducing insecticide use on celery through low-input pest management strategies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 73 (3), 185-197
- Riba G., Silvy C. (1993). La lutte biologique et les biopesticides. In : *La lutte biologique, Dossier de la cellule environnement*, 5, INRA, 49-64
- Ridray G. (2004). Les adventices, réservoirs de virus : une autre piste de contamination. *Serres et Plein Champ*, 182, 3
- Rieux R., Simon S., Defrance H. (1999). Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 73, 119-127
- Ristaino J.B., Perry K.B., Lumsden R.D. (1991). Effect of solarization and *Gliocladium virens* on sclerotia of *Sclerotium rolfsii*, soil microbiota, and the incidence of southern blight of tomato. *Phytopathology*, 81 (10), 1117-1124
- Ristaino J.B., Johnston S.A. (1999). Ecologically based approaches to management of *Phytophthora* blight on bell pepper. *Plant Disease*, 83 (12), 1080-1088
- Robinson R.A. (1976). *Plant Pathosystems*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 184p.
- Roby J.P., Van Leeuwen C. (2001). Plantation de la vigne : aspects techniques et économiques. In : Bases du raisonnement de la protection du vignoble. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, hors série : Un raisin de qualité – de la vigne à la cuve, 117-128
- Roche L., Masseron A., Mathieu V., Mazollier J., Lemarquand A., Laurens F., Pitiot C., Lavoisier C., Coureau C., Pouzoulet D., Mery D., Perrin F., Westercamp P., Saint Hilary J.F., Tronel C., Montagnon J.M. (2003). - Productions : POMME variétés résistantes, une réelle opportunité pour la filière. *Réussir Fruits & Légumes*, 219, 36-39
- Rodriguez A., Mamarot J. (1995). Conséquences de la jachère spontanée sur le salissement des sols en région Midi-Pyrénées. In : *Annales de la 16ème Conférence du COLUMA. Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*. Reims, 711-723
- Rodriguez A. (1999). *Evaluation et optimisation des stratégies de désherbage en grandes cultures conduites en agriculture biologique*. Rapport COS ACTA
- Rolland B., Bouchard C., Loyce C., Meynard J.M., Guyomard H., Lonnet P. and Doussinault G. (2003) Des itinéraires techniques à bas intrants pour des variétés rustiques de blé tender: une alternative pour concilier économie et environnement. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 49:47-62.
- Rossi M. (1993). *Etude bioécologique des parasitoïdes de Trichogramma cacoeciae et du parasitoïde nymphal Dibrachys affinis. Utilisation en lutte biologique contre Lobesia botrana*. Thèse de doctorat, Univ. Aix-Marseille, 154 p.
- Roudet J., Dubos B. (2000). Evaluation de trois années d'étude sur *Ulocladium atrum* comme agent de lutte biologique à l'égard de la pourriture grise dans la région bordelaise. *AFPP – 6ème Conf. Intern. sur les maladies des plantes*, 591-598
- Rousse P., Fournet S., Porteneuve C., Brunel E. (2003). Trap cropping to control *Delia radicum* populations in cruciferous crops: first results and future applications. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 109, 133-138
- Rousseau J. (1995). *Utilisation du cuivre en agriculture biologique – Impact sur l'environnement et perspectives de diminution des doses employées*. ITAB (Institut Technique de l'Agriculture Biologique) Paris, 63pp

- Rousseau J. (2000). Protection phytosanitaire en agriculture biologique. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, Hors série : Un raisin de qualité – de la vigne à la cuve, 193-200
- Rouxel F., Lejeune B., Sanson M.T., Legall V. (1988). Essai de lutte intégrée contre la hernie des Crucifères due à *Plasmodiophora brassicae*. *2ème Conf. int. sur les maladies des plantes, ANPP Bordeaux*, 1, 501-508
- Rouxel T., Penaud A., Pinochet X., Brun H., Gout L., Delourme R., Schmit J., Balesdent M.H. (2003). A 10-year survey of populations of *Leptosphaeria maculans* in France indicates a rapid adaptation towards the RLM1 resistance gene of oilseed rape. *European Journal of Plant Pathology*, 8, 871-881.
- Rowe W.D. (1980). Risk assessment approaches and methods. In : Conran G. (Ed.). *Society, Technology, and Risk Assessment*. Academic Press, New York, 3-29.
- Salonen J. (1992). Efficacy of reduced herbicide doses in spring cereals of different competitive ability. *Weed Research*, 32, 483-491.
- Sansavini S. (1997). Integrated fruit production in Europe: research and strategies for a sustainable industry. *Scientia Horticulturae*, 68, 25-36
- Sauge M.H., Kervella J., Rahbé Y. (1998). Settling behaviour and reproductive potential of the green peach aphid *Myzus persicae* on peach varieties and a related wild *Prunus*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 89, 223-242
- Sauphanor B., Chabrol L., Faivre d'Arcier F., Sureau F., Lenfant C. (1993). Side effects of diflubenzuron on a pear *Psylla* predator: *Forficula auricularia*. *Entomophaga*, 38, 163-174
- Sauphanor B., Bouvier J.C., Brosse V. (1998). Spectrum of Insecticide Resistance in *Cydia pomonella* (Lepidoptera: Tortricidae) in Southeastern France. *Journal of Economic Entomology*, 91, 1225-1231
- Sauphanor B., Bouvier J.C., Boisneau C., Rieux R., Simon S., Capowicz Y. (2005). Impacts biologiques des systèmes de protection en vergers de pommiers. *Phytoma*, 581, sous presse
- Saur L., Mille B. (1997). Développement de *P. herpotrichoides* sur des variétés de blé tendre d'hiver cultivées en mélange. *Agronomie*, 17, 113-118
- Savary S. (1987). Enquête sur les maladies fongiques de l'arachide (*Arachis hypogaea*) en Côte d'Ivoire (I). Méthodes d'enquête et étude descriptive : les conditions culturales et les principales maladies. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 93, 167-188
- Savary, S. (1991). *Approches de la Pathologie des Cultures Tropicales. Exemple de l'Arachide en Afrique de l'Ouest*. Editions Karthala / ORSTOM, Paris. 288p.
- Savary S., Zadoks J.C. (1992). Analysis of crop loss in the multiple pathosystem groundnut-rust-leaf spot. II. Study of the interaction between diseases and crop intensification in factorial designs. *Crop Protection*, 11, 110-120
- Savary S., Elazegui F.A., Moody K., Litsinger J.A., Teng, P.S (1994). Characterization of rice cropping practices and multiple pest systems in the Philippines. *Agricultural Systems*, 46(4), 385-408
- Savary S., Willocquet L., Elazegui F.A., Teng P.S., Du P.V., Zhu D., Tang Q., Lin X., Singh H.M., Srivastava R.K. (2000a). Rice pest constraints in tropical Asia: characterization of injury profiles in relation to production situations. *Plant Disease*, 84, 341-356
- Savary S., Willocquet L., Elazegui F.A., Castilla N.P., Teng P.S. (2000b). Rice pest constraints in tropical Asia: quantification of yield losses due to rice pests in a range of production situations. *Plant Disease*, 84, 357-369
- Savary S. Teaching plant protection, today. En préparation.
- Sebillotte M. (1980). Rôle de la prairie dans la succession culturale. *Fourrages*, 83, 79-124.
- Sebillotte M. (1990). Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In : Combe L., Picard D. (Eds.). *Les systèmes de culture*. INRA éditions, Paris, 165-196.
- Shi-Mai Z. (1991). PANCRIN, a prototype model of the pandemic cultivar-race interaction of yellow rust on wheat in China. *Plant Pathology*, 40, 287-295
- Shtienberg D., Elad Y. (1997). Incorporation of weather forecasting in integrated, biological-chemical management of *Botrytis cinerea*. *Phytopathology*, 87, 332-340
- Simon S., Defrance H., Rieux R., Sauphanor B. (2002). Hedgerows and Beneficial Phytophagous Artropods. *Proc. 14th IFOAM Organic World Congress*, Victoria (BC), août 2002, 145
- Simon S., Lauri P.E., Brun L., Defrance H., Girard T., Sauphanor B. (2005). Méthodes culturales et parasitisme : effet de la conduite centrifuge du pommier sur l'infestation par les bio-agresseurs. *Phytoma*, 581, sous presse
- Smith L.C. (1955). DDT resistant codling moth: a report on the 1954-1955 control trials. *Journal of the Department of Agriculture of South Australia*, 60, 185-187
- Speight M.R., Hunter M.D., Watt A.D. (1999). *Ecology of insects. Concepts and applications*. Blackwell Science. London. 350 p.
- SPV, CA Vaucluse et Bouches du Rhône, GDA Vaucluse, CIRAME (2005). *Objectifs info Arbo. Guide de protection phytosanitaire intégrée 2005*, 64p.
- Stacey D.A. (2003). Climate and biological control in organic crops. *International Journal of Pest Management*, 49(3), 205-214
- Sterk G., Hassan S.A., Baillod M., Bakker F., Bigler F., Blümel S., Bogenschutz H., Boller E., Bromand B., Brun J., Calis J., Coreman J., Duso C., Garrido A., Grove A., Heimbach U., Hokkanen H., Jacas J., Lewis G., Moreth L., Polgar L., Roverts L., Samsoe-Paterson L., Sauphanor B., Schaub L., Stäubli A., Tuset J.J., Vainio A., Van de Veire M., Viggiani G., Vinuela E., Vogt H. (1999). Results of the seventh joint pesticide testing programme carried out by the IOBC/WPRS Working group « Pesticides and Beneficial Organisms ». *Biocontrol*, 44, 99-117
- Stevens C., Khan V.A., Rodriguez-Kabana R., Ploper L.D., Backman P.A., Collins D.J., Brown J.E., Wilson M.A., Igwegbe E.C.K. (2003). Integration of soil solarization with chemical, biological and cultural control for the management of soilborne diseases of vegetables. *Plant and Soil*, 253 (2), 493-506
- Stewart A. (2001). Commercial biocontrol – reality or fantasy? *Australasian Plant Pathology*, 30, 127-131
- Stockel J., Lecharpentier P. (1994). *Pour lutter contre l'Eudemis, la confusion sexuelle*. Plaquette de vulgarisation, INRA Editions Bordeaux, 8 p.
- Stockel J., Boudon-Padiou E., Esmanjaud D., Kreiter S., Roehrich R., Sforza R., Van Helden M. (2000). *Ravageurs de la vigne*. Féret edit., Bordeaux, 231 p.
- Sturz A.V., Carter M.R., Johnston H.W. (1997). A review of plant disease, pathogen interactions and microbial antagonism under conservation tillage in temperate humid agriculture. *Soil & Tillage Research*, 41, 169-189

- Stynes B.A. (1980). Synoptic methodologies for crop loss assessment. In : *Crop Loss Assessment Misc.* Publ. Univ. Minn. Agric. Exp. Stn. 7. 166-175
- Subbarao K.V., Hubbard J.C., Koike S.T. (1999). Evaluation of broccoli residue incorporation into field soil for Verticillium wilt control in cauliflower. *Plant Disease* 83 (2), 124-129.
- Sumner D.R., Phatak S.C., Gay J.D., Chalfant R.B., Brunson K.E., Bugg R.L. (1995). Soilborne pathogens in a vegetable double-crop with conservation tillage following winter cover crops. *Crop Protection*, 14 (6), 495-500
- Sylvie C., Riba G. (1999). Biopesticides contre maladies, insectes, mauvaises herbes. *Les dossiers de l'environnement*, 19, 157-200
- Tamis W.L.M., van den Brink W.J. (1999). Conventional, integrated and organic winter wheat production in The Netherlands in the period 1993-1997. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 76, 47-59
- Taupier-Letage B. (2001). *Effets non intentionnels de produits autorisés en bio – état des connaissances, pistes pour des solutions alternatives.* Rencontre INRA protection phytosamitaire, qualité des produits et environnement
- Taylor B.R., Watson C.A., Stockdale E.A., McKinlay R.G., Younie D., Cranstoun D.A.S. (2001). Current practices and future prospects for organic cereal production: survey and literature review. *Home-Grown Cereal Authority Research Review*, 45.
- Teng P.S., Blackie M.J., Close R.C. (1978). Simulation modelling to rationalize fungicide use. *Outlook on Agriculture*, 9, 273-279.
- Teng P.S. (Ed.) (1987). *Crop Loss Assessment and Pest Management.* APS Press, St Paul MN. 270p.
- Thabuis A., Palloix A., Servin B., Daubèze A.M., Signoret P., Hospital F., Lefebvre V. (2004). Marker-assisted introgression of 4 Phytophthora capsici resistance QTL alleles into a bell pepper line: validation of additive and epistatic effects. *Molecular Breeding*, 14, 9-20.
- Theunissen J., Schelling G., 1996. Pest and disease management by intercropping: suppression of thrips and rust in leek. *International Journal of Pest Management*, 42 (4), 227-234.
- Thicoïpe J.P. (1994). La solarisation. *Infos CTIFL* (Paris), 104, 24-27.
- Toubon J.F. (1999). Les freins à l'adoption des méthodes de protection intégrée dans les vergers de la région d'Avignon. *ANPP. 5^e conférence internationale sur les ravageurs en agriculture, Montpellier, 7-9/12/1999.*
- Toubon J.F., Sauphanor B., Plenet D., De Sainte Marie C., Tronel C. (2000). Status of Integrated Production in French orchards. *CR. Int. Conf. on IFP, Lerida (Espagne), 22-26 oct.*, OILB-ISH.
- Tourville D., Walsler P., Mestries E., Gillot L., Penaud A., Tardin M.C., Pauchet I. (2004). Sunflower downy mildew resistance gene pyramiding alternation and mixture. *Proceedings 16th International Sunflower Conference*, 111-116.
- Tronel C., Aymard J., Aviano B., Lichou J., Jourdain J.-M. (2002). Avant l'arrivée de l'agriculture raisonnée. Radiographie de la PFI en France, *Info-Citil*, mai, 30-33
- Trottet M., Doussinault G. (2002). Analyse du progrès génétique chez le blé tendre au cours du XX^e siècle. *Le Sélectionneur Français* 53, 3-13
- Trotin-Caudal Y., Capy A. (2003). Protection intégrée de la tomate sous serre en France – situation actuelle et perspectives. In : *Tomate sous abri. Protection intégrée, Agriculture Biologique.* CTIFL, Paris, 208-212
- Tuzun S. (2001). The relationship between pathogen-induced systemic resistance (ISR) and multigenic (horizontal) resistance in plants. *European Journal of Plant Pathology*, 107, 85-93
- Valverde B.E., Itoh K. (2001). World rice and herbicide resistance. In: Powles S.B., Shaner D. (Eds.). *Herbicide resistance and world grains.* CRC Press. Boca Raton, FL, USA. 195-249
- Van der Plank (1982). *Host-Pathogen Interactions in Plant Disease.* Academic Press, New York. 207p.
- Van Ittersum M.K. Rabbinge R. (1997). Ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52, 197-208
- Vallavieille-Pope (de) C., Goyeau H., Lannou C., Mille B. (1991). Pour lutter contre les maladies foliaires, la culture de variétés de céréales en mélange. *Phytoma*, 424, 28-6
- van den Bosch F., Gilligan C.A. (2003). Measures of durability of resistance. *Phytopathology*, 93, 616-625.
- Van Helden M. (2001). Viticulture intégrée : comment créer des zones écologiques réservoirs ? *Viti. Le guide technique*, 267, 20-22
- van Lenteren J.C. (2000). A greenhouse without pesticides: fact or fantasy? *Crop Protection*, 19, 375-384
- Vanloqueren G., Baret P.V. (2004). Les pommiers transgéniques résistants à la tavelure. Analyse systémique d'une plante transgénique de « seconde génération ». *Courrier de l'environnement Inra*, 52, 7-21
- Vaughn K.C. (2003). Herbicide resistance work in the United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service. *Pest management Science*, 59, 764-769
- Villeneuve F., Lepaumier B. (2000). Biodésinfection des sols. *Infos CTIFL* (Paris), 161, 42-44
- Villeneuve F., Bossis M., Diare N., Poissonnier J., Roos J.R. (2001). Nématodes phytophages des cultures légumières : des alternatives à la désinfection chimique. *Infos CTIFL* (Paris), 169, 35-39
- Wagner D. (2004). Enquête 2003 sur les pratiques agricoles en colza. *Oléoscope* 78, 4-6.
- Wahmhoff W. (1990). The use of economic thresholds over a three year period in cereal crop rotations and the effects on weed infestation two years later. In : *Proceedings EWRS Symposium on Integrated Weed Management in Cereals, Helsinki*, 323-330
- Waldner W. (1997). Three years of large scale control of codling moth by mating disruption in the South Tyrol, Italy. *IOBC wprs Bulletin*, 20, 35-44
- Walls G.C., Jeger M.J., Frederiksen R.A. (1989). The relationship of yield loss to foliar diseases on sorghum grown by subsistence farmers in southern Honduras. *Tropical Pest Management*, 35, 57-61
- Waggoner P.E., Horsfall J.G., Lukens R.J. (1972). EPIMAY, a simulator of southern corn leaf blight. *Bulletin. Connecticut Agricultural Experiment Station*, 279, 84p.
- Walter B., Soustre-Gacougnolle I. (2001). Transfert de gènes : vers une nouvelle génération de vignes transgéniques. *Journal International de la Vigne et du Vin*, Hors série : un raisin de qualité – de la vigne à la cuve, 103- 108
- Van Bruggen A.H.C. (1995). Plant Disease severity in high-input compared to reduced-input and organic farming systems. *Plant Disease*, 79, 976-984
- Watanabe T. (1977). Effects of probenazole (Oryzemat[®]) on each stage of rice blast fungus (*Pyricularia oryzae* Cavara) in its life cycle. *Journal of Pesticide Science*, 2, 395-404

- Watt T.A., Smith H., MacDonald D.W. (1990). The control of annual grass weeds in fallowed field margins managed to encourage wildlife. In : *Proceedings EWRS Symposium on Integrated Weed Management in Cereals, Helsinki*, 187-196
- Welsh J.P., Bulson H.A.J., Stopes C.E., Murdoch A.J., Froud-Williams R.J. (1997). The critical period of weed competition and its application in organic winter wheat. In : *Proceedings 1997 Brighton Crop Protection Conference*, 105-110
- Welsh J.P., Phillips L., Bulson H.A.J., Wolfe M. (1999). Weed control strategies for organic cereal crops. In: *Proceedings 1999 Brighton Conference - Weeds*, Brighton, UK, 945-950
- Welsh, R., Hubbell, B., Ervin, D.E. and Jahn, M., (2002) GM crops and the pesticide paradigm. *Nature biotechnology*, 20, 548 – 549.
- Whipps J.M. (2002). Developments in biological control of soilborne plant pathogens. In : *2^e conférence internationale sur les moyens alternatifs de lutte contre les organismes nuisibles au végétaux. Lille 4-7 mars 2002*. Communications de la table ronde et des sessions plénières. FREDEC 59, Lille, 18-27
- Wicks G.A., Burnside O.C., Felton W.L. (1995). Mechanical weed management. In : Smith A.E. (Ed.). *Handbook of weed management systems*. Marcel Dekker Inc., New-York, 51-99
- Wiese M.V. (1980). Comprehensive an systematic assessment of crop yield determinants. In : *Assessment of Losses Which Constrain Production and Crop Improvement in Agriculture and Forestry*. Misc. publ. Univ. Minn. Agric. Exp. Stn. 7, 262-269
- Wilkerson G.G., Wiles L.J., Bennett A.C (2002). Weed management decision models: pitfalls, perceptions, and possibilities of the economic threshold approach. *Weed Science*, 50, 411-424
- Williamson E.R. (1996). Economics of employing pheromones for mating disruption of the codling moth. *Crop Protection*, 15, 473-477
- Willoquet L., Elazegui F.A., Castilla N.P., Fernandez L., Fischer K. S., Peng S., Teng P.S., Srivastava R.K., Singh H.M., Zhu D., Savary S. (2004). Research priorities for rice disease and pest management in tropical Asia: a simulation analysis of yield losses and management efficiencies. *Phytopathology*, 94, 672-682
- Wilson B.J. (1986). Yield responses of winter cereals to the control of broad-leaved weeds. In: *Proceedings EWRS Symposium on Economic Weed Control. Stuttgart*, 75-82
- Wolfe M.S. (1985). The current status and prospects of multiline cultivars and variety mixtures for disease resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 12, 251-273
- Wolfenbarger, L.L. and Phifer, P.R. (2000) The ecological risks and benefits of genetically engineered plants. *Science*, 290, 2088 – 2093.
- Zadoks J.C., Schein R.D. (1979). *Epidemiology and Plant Disease Management*. Oxford University Press, New York. 427p.
- Zadoks J.C. (1981a). Crop loss today, profit tomorrow: an approach to quantifying production constraints and to measuring progress. In : *Crop Loss Assessment Methods. Supplement 3*, Chiarappa, L., Ed. CAB/FAO, 5-11
- Zadoks J.C. (1981b). EPIPARE: a disease and pest management system for winter wheat developed in the Netherlands. *EPPO Bulletin*, 11, 365-369
- Zadoks J.C. (1985). On the conceptual basis of crop loss assessment : the threshold theory. *Annual Review of Phytopathology*, 23, 455-473.
- Zadoks J.C. (1989). EPIPARE, a computer-based decision support system for pest and disease control in wheat: its development and implementation in Europe. In : Leonard K.J., Fry W.E. (Eds.). *Plant Disease Epidemiology*. McMillan, New York. Vol. 2, 3-29.
- Zadoks J.C. (1993a). Cultural methods. In : *Modern crop protection: development and perspectives*. Zadocks eds. Wageningen Press. Wageningen. The Netherland, 161-170
- Zadoks J.C. (1993b). Biological control of plant pathogens. In : *Modern crop protection: developments and perspectives*. Zadocks eds. Wageningen Press. Wageningen. The Netherland, 211-225
- Zanin G., Berti A., Toniolo L. (1993). Estimation of economic thresholds for weed control in winter wheat. *Weed Research*, 33, 459-467

Chapitre 5

Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides

Coordinateurs du chapitre : Alain Carpentier et Jean-Marc Barbier

Auteurs : Jean-Marc Barbier (INRA), Philippe Bontems (INRA), Alain Carpentier (INRA), Anne Lacroix (INRA), Ramon Laplana (Cemagref), Stéphane Lemarié (INRA) et Nadine Turpin (Cemagref)

Les auteurs remercient F. Bonnieux, A. Gohin et H. Guyomard pour leur lecture attentive de tout ou partie de ce rapport et leurs remarques constructives. Par ailleurs, ce document a bénéficié des discussions que les auteurs ont pu avoir avec P. Dupraz, C. Le Mouël, L. Mahé, M. Pech et, bien entendu, avec les autres participants du groupe d'expertise. A. Carpentier remercie particulièrement C. Guerrier pour son aide logistique lors de la rédaction de ce chapitre.

Les auteurs sont responsables des idées exprimées dans ce rapport.

Table des matières

Introduction	5
5.1. Le contexte.....	12
5.1.1. Introduction	12
5.1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement.....	13
5.1.2.1. L'analyse micro-économique des problèmes de pollution	13
5.1.2.2. Les arbitrages en jeu pour la régulation des pollutions par les pesticides.....	24
5.1.2.3. L'évaluation des dommages engendrés par les pollutions par les pesticides	29
5.1.2.4. Les limites du choix économique des mesures de politiques de régulation des pollutions.....	34
5.1.2.5. Les principaux leviers utilisables pour la réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides ...	37
5.1.2.6. Remarques conclusives : choix politiques et économie politique	38
5.1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides.....	41
5.1.3.1. PAC, intensification et innovations induites.....	41
5.1.3.2. L'éventuel verrouillage technologique de l'agriculture vis-à-vis de la protection phytosanitaire chimique	42
5.1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses.....	46
5.1.4.1. Les systèmes de taxation mis en place.....	46
5.1.4.2. Les autres mesures mises en place.....	47
5.1.4.3. Le cas du Danemark.....	48
5.1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides	50
5.1.5.1. Les procédures d'homologation	50
5.1.5.2. Le coût de l'homologation	50
5.1.5.3. Effets sur le nombre de substances introduites et les marchés visés	51
5.1.5.4. Effet sur la toxicité des nouveaux pesticides.....	52
5.1.5.5. Effet sur la structure industrielle.....	52
5.1.6. <i>Remarques conclusives</i>	53
5.1.6.1. Les principaux apports de l'économie pour l'analyse des problèmes de pollution.....	53
5.1.6.2. Analyse économique des politiques de régulation des pollutions par les pesticides mises en œuvre jusqu'à présent	54
5.2. Micro-économie de la demande de pesticides.....	56
5.2.1. Introduction	56
5.2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire.....	56
5.2.2.1. Le principe de rationalité	56
5.2.2.2. Comportement de court-terme : cas de la mono-production	57
5.2.2.3. Comportement de long-terme : cas de la mono-production	63
5.2.2.4. Cas de la production multiple.....	66
5.2.2.5. Analyses empiriques de la protection phytosanitaires : les grandes approches et leurs limites.....	69
5.2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides	72
5.2.3.1. Les estimations de fonctions de production	72
5.2.3.2. Les estimations de fonctions de demande	74
5.2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole.....	75
5.2.4.1. L'utilisation des modèles biologiques.....	76
5.2.4.2. L'adaptation des spécifications économétriques classiques : l'approche de Lichtenberg et Zilberman (1986)	77
5.2.4.3. Les spécifications de technologies aléatoires : l'approche de Just et Pope (1978).....	78
5.2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque	80
5.2.5.1. L'idée fondatrice : l'analyse de Feder (1979)	81
5.2.5.2. Les vérifications empiriques de l'analyse de Feder (1979).....	83
5.2.5.3. L'intégration de l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision.....	84
5.2.5.4. Critiques des modèles utilisés pour l'étude du comportement des agriculteurs face aux risque	85
5.2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole	86
5.2.6.1. Pesticides et autres choix de production : complémentarités et substitutions.....	86
5.2.6.2. Effet des pesticides sur la qualité des produits	87
5.2.6.3. Prix des produits et protection phytosanitaire	88
5.2.6.4. Choix d'assolements, diversification des risques de production et utilisation des pesticides	89
5.2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides.....	89
5.2.8. Remarques conclusives	93

5.3. Adoption des pratiques économes en pesticides	95
5.3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs	95
5.3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides	98
5.3.2.1. Les pratiques ne modifiant que la protection phytosanitaire	99
5.3.2.2. Les pratiques affectant la protection phytosanitaire et les autres choix de production.....	102
5.3.2.3. Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides.....	103
5.3.3. L'exemple des techniques de dépistage.....	104
5.3.3.1. Les coûts directement liés au dépistage	105
5.3.3.2. Utilisation des techniques de dépistage : un cas simple	107
5.3.3.3. Choix de l'agriculteur et valeur économique du dépistage dans le cas simple.....	108
5.3.3.4. Les coûts implicites de l'utilisation du dépistage	110
5.3.3.5. Valeur du dépistage et contexte économique	113
5.3.3.6. Conclusions quant à l'effet du contexte économique sur l'utilisation et l'intérêt du dépistage.....	115
5.3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques.....	116
5.3.4.1. Les pratiques culturales de l'agriculture française par rapport à celles d'autres pays.....	117
5.3.4.2. Les déterminants et les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée : l'expérience américaine	120
5.3.4.3. La production intégrée en Europe.....	129
5.3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques	133
5.3.5.1. Approches économiques de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies.....	134
5.3.5.2. Utilisation de nouvelles technologies : le rôle du contexte économique.....	137
5.3.5.3. Adoption de nouvelles technologies et choix d'investissement	139
5.3.5.4. Adoption de nouvelles technologies, incertitude et information.....	141
5.3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation	148
5.3.6.1. Relations entre formation/conseil et capital humain/information/temps de travail	149
5.3.6.2. Formation, conseil et contexte économique.....	151
5.3.7. Le rôle de l'agro-fourriture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires	153
5.3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique	154
5.4. Régulation des pollutions par les pesticides.....	158
5.4.1. Remarques introductives.....	158
5.4.1.1. Méthodologie	158
5.4.1.2. Instruments et politiques de régulation, quelques définitions	159
5.4.1.3. Les objectifs de cette partie	159
5.4.2. Le cadre d'analyse retenu	163
5.4.2.1. Les objectifs généraux à atteindre	163
5.4.2.2. Les cibles des instruments de régulation et le niveau de ces cibles	163
5.4.3. Choix des instruments : coûts de transaction et régulation par les prix versus les quantités	166
5.4.3.1. Les instruments considérés et leurs principaux mécanismes incitatifs.....	167
5.4.3.2. Les coûts administratifs de la mise en œuvre des instruments.....	169
5.4.3.3. L'arbitrage entre les coûts administratifs et la précision d'intervention de la régulation	170
5.4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides	173
5.4.4.1. Les principales critiques des taxes et leurs limites.....	173
5.4.4.2. Les avantages des taxes sur les pesticides	176
5.4.4.3. Un exemple : taxes, subventions, conseil et régulation des pollutions par les pesticides dans une optique de long terme	179
5.4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides.....	183
5.4.5.1. La procédure d'homologation des pesticides	183
5.4.5.2. La procédure d'homologation et les autres instruments de régulation	184
5.4.6. Les instruments de régulation dans les zones "sensibles"	185
5.4.6.1. Zones sensibles et activité agricole	185
5.4.6.2. Les mesures pouvant être mises en place en "zones sensibles"	186
5.4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs	188
5.4.7.1. Régulation des pollutions par les pesticides : coûts de production et revenu agricole	188
5.4.7.2. Les pratiques économes en pesticides : avantages et contraintes	189
5.4.7.3. Les pratiques économes en pesticides : bénéfiques et coûts	192
5.4.7.4. Utilisation de pratiques économes en pesticides et taxation : quelques éléments pour une "évaluation" de l'évolution du revenu et des coûts de production agricoles	193

5.4.7.5. Des mesures complémentaires pour le secteur des cultures spéciales	198
5.4.7.6. Un bilan prospectif	200
5.4.8. Compensations et soutien du revenu agricole.....	201
5.4.8.1. Les enjeux du soutien du secteur agricole dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides.....	202
5.4.8.2. Création d'un environnement technologique favorable	203
5.4.8.3. Soutien au revenu des agriculteurs et multi-fonctionnalité de l'agriculture	205
5.4.8.4. Soutien du revenu des agriculteurs et OMC	209
5.4.8.5. Compensation des effets des mesures incitatives de la régulation des pollutions par les pesticides	210
5.4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides	212
5.4.9.1. Des contrats pour limiter les asymétries d'information	212
5.4.9.2. Des approches volontaires comme instrument de gestion.....	216
Raisons de l'engagement des firmes	220
Accords négociés sous la menace crédible d'un renforcement de la réglementation	222
Traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels	223
5.4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs.....	225
5.5. Remarques conclusives et synthèse	228
Pollutions par les pesticides et choix public : les arbitrages en jeu	228
De la dépendance du secteur agricole vis-à-vis des pesticides chimiques	229
"Surconsommation" des pesticides et "gaspillage"	230
Elasticités prix et dépendance de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides	231
Le rôle de l'agro-fourmiture, des transformateurs des produits agricoles et des consommateurs	232
Les raisons de la faible utilisation des alternatives aux pesticides.....	232
Politique de réduction des pollutions par les pesticides et efficacité économique : les grands principes	234
Définir des objectifs modulés et compatibles entre eux	234
Un schéma de politique de régulation efficace d'un point de vue économique : l'exemple de la politique danoise	237
Mesures pouvant être mises en place à l'échelle globale	237
Intervenir sur la toxicité et l'éco-toxicité des produits	237
Inciter la réduction de l'utilisation de pesticides : l'intérêt des taxes sur le prix des pesticides.....	238
Mettre en place et organiser l'environnement technologique et le conseil agricole.....	239
Mettre en place des mesures spécifiques pour gérer des problèmes locaux	241
Normes et/ou d'interdiction d'utilisation.....	241
Approches contractuelles.....	242
Expertise, recherche et aide à la décision publique	243
De la nécessité de connaître le comportement des agriculteurs : les données.....	243
Les études à mener sur l'utilisation des pesticides	244
Les secteurs amont et aval du secteur agricole.....	244

Références bibliographiques

Introduction

Ce chapitre présente une synthèse des résultats des principales études micro-économiques de la demande de produits phytosanitaires et de la régulation des pollutions par les pesticides. Bien entendu, cette analyse bibliographique ne prétend pas être exhaustive et s'appuie sur les synthèses déjà réalisées sur ce domaine par Antle (1988), Zilberman et Siebert (1990), Pannell (1991), Carlson et Wetzstein (1993), Michalek (1994), Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997) et Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998).

Les résultats présentés ne concernent que le cas des pesticides utilisés en agriculture.

Depuis la publication de la première estimation économétrique de la productivité des pesticides en 1968 par Headley, les économistes se sont beaucoup intéressés à ces produits pour deux raisons. D'une part, ces intrants soulèvent des questions scientifiques intéressantes à la fois sur les raisons qui amènent les agriculteurs à les utiliser et sur la régulation des pollutions dont ils sont à l'origine. D'autre part, l'émergence du problème des pollutions d'origine agricole a fait des pesticides un sujet d'actualité et par conséquent un sujet de recherche susceptible d'être financé.

L'évolution du contenu des publications scientifiques traitant de la question des pesticides suit, dans une large mesure, les évolutions du statut de cette question dans le débat social et de la science économique en général.

La majeure partie des résultats présentés ici est issue d'articles publiés dans des revues à comité de lecture ou d'articles de synthèse publiés dans des livres de référence. Cependant, tout au moins pour certains thèmes, nous avons utilisé des rapports publiés et commandés par différents organismes (OCDE, Ministères, UE...).¹

Evolution de la littérature

La majeure partie des articles publiés dans les années 1970 concernait la productivité des pesticides en tant que facteur de production. Les premières mesures économétriques de cette productivité tendaient à prouver l'importance des pesticides chimiques dans la production agricole tout en soulevant certaines questions quant à leur utilisation optimale. D'autres études visaient à poser les bases économiques d'un seuil d'intervention optimal (pour les agriculteurs) en s'appuyant sur des modèles

¹ Dans le cadre de la définition de sa "Thématique Stratégique pour l'utilisation durable des pesticides", la Commission Européenne a commandé deux rapports de synthèse, dont les rédactions ont été finalisées en 1997 et en 2004. Ces deux rapports (disponibles sur site internet de la Commission Européenne) concernent les aspects socio-économiques de la régulation de l'utilisation des pesticides.

Le rapport fourni en 1997 (*Possibilities for Future EU Environmental Policy on Plant Protection Product*) est dans l'esprit de cette expertise. En particulier la section rédigée par l'Université de Wageningen (Oskam, Vijftigschild et Graveland, 1997) sur la question des instruments de régulation de l'utilisation des pesticides présente de nombreux points communs (et de conclusions communes) avec la partie 4 de ce chapitre. Par ailleurs, de nombreux éléments (cas d'étude, faits...) de ce rapport sont repris ici.

Le rapport (BiPRO, 2004) fourni à la Commission Européenne en 2004 (*Assessing the impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*) est de nature différente. Il tente d'évaluer les coûts et bénéfices attendus de l'instauration (à l'échelle de l'UE à 15 ou à 25) de 8 instruments de régulation : contraintes sur les pulvérisations aériennes; définitions de zones à « zéro pesticides », contrôle technique de pulvérisateurs...

Certains des résultats présentés dans ce rapport sont originaux et beaucoup sont intéressants, notamment en ce qui concerne les coûts administratifs associés aux instruments étudiés, l'avis des experts sollicités à propos de l'utilisation de ces instruments et le soin apporté à l'identification des acteurs concernés par leur mise en place.

Cependant, ce rapport utilise essentiellement une approche comptable, ce qui constitue une de ses principales faiblesses. Il néglige certains mécanismes économiques (mécanismes d'incitation économique et d'équilibre de marché) en jeu. Il passe donc sous silence certains coûts et bénéfices potentiellement importants. Ceci rend certaines conclusions très discutables. En outre, les évaluations présentées sont basées sur l'étude de cas particuliers puis sur l'extrapolation des résultats de ces études spécifiques. Cette méthode permet de produire des chiffres à l'échelle européenne mais souffre potentiellement de graves biais d'échantillonnage/extrapolation. Enfin, certains calculs sont peu transparents.

Ce chapitre considère un plus grand nombre d'instruments de régulation de l'utilisation des pesticides, utilise une approche économique et non comptable et considère avec précaution toute forme d'extrapolation des résultats des études de cas présentées.

bio-économiques représentant la dynamique des populations de déprédateurs. Enfin, les premières études concernant les phénomènes de résistance apparaissent également à cette époque, cette problématique soulevant des questions intéressantes en terme d'optimisation inter-temporelle et de coordination des comportements des agriculteurs.

Dans les années 1980 apparaissent les premières études liées à la question des pollutions par les pesticides. A la suite des progrès et de la diffusion des méthodes économétriques, les économistes ont commencé à essayer de mesurer l'élasticité-prix des pesticides pour estimer les effets de politiques de taxation de ces intrants. Dans le même temps, se posait la question de l'éventuelle « sur-utilisation » de ces intrants par les agriculteurs, la question étant ici de comprendre pourquoi les agriculteurs utilisaient principalement des méthodes de lutte chimique préventives, voire systématiques. Ces études se sont très vite orientées vers l'analyse des effets des pesticides sur les aléas phytosanitaires et sur l'aversion au risque des agriculteurs. Cette reconnaissance de la spécificité des pesticides en tant qu'intrant de protection a également donné lieu à de nombreux travaux visant à améliorer la mesure de leur productivité. Cette période a également vu apparaître les premières comparaisons des performances économiques des pratiques conventionnelles et des pratiques de la protection phytosanitaire intégrée. Dans la même logique, certaines études présentaient des méthodes visant à mesurer la valeur économique des techniques de dépistage ou de logiciels de prévision d'infestations.

Les tendances observées lors des années 1980 se sont poursuivies dans les années 1990. Durant cette période le problème de la régulation des pollutions par les pesticides a, en nombre d'articles publiés, pris l'ascendant sur les questions plus spécifiquement liées à leur utilisation. En particulier les économistes ont commencé à s'interroger sur les relations entre les politiques environnementales et les politiques agricoles avec une attention particulière sur les effets environnementaux des politiques de soutien à l'agriculture. Dans la même logique, de nombreux travaux ont cherché à intégrer les développements récents de la science économique (de la théorie des contrats notamment) pour étudier les effets d'autres instruments que les taxes pour la régulation des pollutions par les pesticides. Parallèlement, les économistes ont commencé à travailler sur la mesure du consentement à payer des consommateurs pour des produits alimentaires avec peu ou pas de résidus de pesticides. La plupart des pays développés ont renforcé les critères d'homologation des produits phytosanitaires, notamment en matière d'écotoxicité. Ceci a donné lieu à des travaux sur les critères utilisés dans le cadre de la procédure d'homologation et sur les effets de cette procédure sur l'offre de pesticides.

La question de l'utilisation des techniques de la protection et de la production intégrées est apparue comme un thème majeur à partir de la fin des années 1990. Reconnaisant que la maîtrise de ces techniques requiert de la connaissance et des informations, les recherches se sont orientées dans deux directions : la relative lenteur de l'adoption et de la diffusion de ces techniques et les moyens d'y remédier d'une part, l'adaptation de l'organisation des services de formation et de conseil visant à répondre aux attentes des agriculteurs souhaitant employer ces techniques d'autre part. Enfin, les problèmes soulevés par les organismes génétiquement modifiés ont récemment mobilisé de nombreux économistes auparavant spécialisés sur la question des pesticides.

La démarche de la science économique

La très grande majorité des travaux consultés s'appuie sur une formalisation mathématique du comportement des agents concernés, *i.e.* s'inscrit dans le cadre de la micro-économie (néo)classique. Cette formalisation permet d'explicitier avec précision les hypothèses sur lesquelles reposent les phénomènes et résultats décrits. La principale hypothèse émise est celle de la rationalité économique des agents. Elle est nécessaire pour une discipline qui ne dispose pas de possibilités d'expérimentation en univers contrôlé.

Définir un modèle formel, que ce soit pour le comportement d'un agent économique ou du fonctionnement d'un marché, permet ensuite d'utiliser des méthodes quantitatives visant d'une part à tester certaines hypothèses et certains résultats issus de raisonnements théoriques, et d'autre part à quantifier l'influence des déterminants du choix des agents économiques, *i.e.* dans une optique de prévision.

Les hypothèses fondatrices des modèles économiques sont souvent jugées restrictives. Bien entendu, toute formalisation, notamment en sciences sociales, suppose une simplification de la réalité. Cette simplification est souvent utile ne serait-ce que pour mettre en évidence un mécanisme important. Certains modèles sont construits dans un but analytique, *i.e.* pour mettre en évidence un mécanisme important. Ces modèles n'ont pas pour vocation à décrire la réalité, ils visent à faire ressortir un aspect important de cette réalité.

Selon les cas, la rationalité des producteurs reflète des comportements plus ou moins complexes. Dans le cas le plus simple, la rationalité se limite à l'optimisation d'une marge brute. Néanmoins, lorsque cela est nécessaire, il est considéré que les choix des producteurs dépendent également de leur attitude face au risque de production ou de prix, de leurs préférences spécifiques pour la protection de l'environnement, de leur envie de disposer de plus ou moins de temps de loisir ou encore des échanges d'information qu'ils peuvent avoir avec leurs voisins. Ces éléments, souvent considérés comme des facteurs sociologiques ou psychologiques, peuvent être intégrés à l'analyse économique du comportement des producteurs puisque cette science a développé les outils nécessaires. Ils ne sont pas des objets d'étude en tant que tels pour les économistes mais, en tant que déterminants des choix économiques, ils doivent être pris en compte dans une analyse des choix des producteurs.

De la même manière, pour ce qui concerne un problème comme celui engendré par l'utilisation des pesticides, les économistes s'attachent à analyser les mécanismes économiques qui conduisent aux problèmes de pollutions. Ceci leur permet ensuite, tout au moins dans une certaine mesure, de définir les leviers, en particulier économiques, que pourraient utiliser les pouvoirs publics afin de remédier à ces problèmes. Dans ce contexte, ils tiennent pour acquit que les acteurs considérés agissent dans le cadre d'une économie de marché, que le problème des émissions polluantes est lié au processus de production agricole et donc au comportement des agriculteurs, et que ces émissions sont jugées trop élevées par la société.

En réponse à cette complexité, les économistes peuvent parfois évaluer (d'un point de vue monétaire) certains des dommages engendrés par les pollutions, et donc fournir des éléments chiffrés pertinents pour alimenter le débat social. Ces éléments participent à la définition et à l'évaluation des arbitrages à la base du choix social.

Par ailleurs leurs efforts se concentrent également sur la définition d'instruments de politique permettant d'atteindre au moindre coût social un niveau de pollution que la société aura accepté et décidé, *i.e.* d'atteindre un objectif donné en limitant les pertes des "perdants" de la réduction des niveaux de pollution et les dépenses de l'Etat. Dans cette optique, la connaissance des mécanismes de choix économique des agents concernés et du fonctionnement des marchés dans lesquels ils opèrent sont des conditions nécessaires à la détermination d'instruments efficaces pour la régulation des pollutions.

Bien entendu, si la société fixe des contraintes sur le choix des instruments de régulation utilisables (*e.g.*, privilégier les subventions aux agriculteurs) et/ou se donne d'autres objectifs que ceux de la régulation des pollutions (*e.g.*, le maintien du revenu des agriculteurs...), les économistes intègrent ces contraintes et/ou objectifs dans leurs analyses.

Nature des recherches

Les travaux les plus abondants sur l'utilisation des pesticides sont de nature analytique. Ils visent à mettre en évidence un (voire plusieurs) mécanisme(s) de comportement ou de marché particulièrement important en proposant des modèles permettant d'expliquer des faits stylisés. Par exemple, l'effet des pesticides sur les risques de production et les comportements des agriculteurs qui en découlent ont beaucoup été étudiés. Des travaux théoriques ont mis en évidence les mécanismes sous-jacents aux comportements "d'assurance" des agriculteurs. Des travaux empiriques ont mesuré les effets de ces comportements d'assurance, notamment sur les dépenses de pesticides.

Ces travaux analytiques nourrissent ensuite des études plus normatives visant à comparer l'efficacité de différents instruments de régulation des pollutions engendrées par les pesticides : taxes sur les émissions polluantes, normes sur ces émissions, différentes formes de contrats...

Ces études sont essentiellement théoriques. En effet, il est difficile de tester *ex post* les prédictions de certains modèles puisqu'il est impossible d'évaluer les effets réels des instruments de régulation qui n'ont pas encore été utilisés. En outre, même lorsque certains instruments ont déjà été utilisés, il est souvent difficile d'identifier l'impact spécifique de ces instruments au sein des effets de l'évolution d'autres éléments affectant les mécanismes étudiés (modifications technologiques, mise en place d'autres instruments de régulation, évolutions de prix...).

Ainsi, la plupart des études empiriques sur les effets des instruments de régulation des pollutions porte sur des évaluations *ex ante*. Bien entendu, ces évaluations dépendent des hypothèses fondatrices des modèles utilisés et en particulier des éléments importants qui auraient pu être omis.

De manière générale, l'information fournie par les publications sur les pesticides est importante en volume mais est malgré tout très fragmentaire.

Les pesticides sont divers de même que les cultures qu'ils servent à protéger. La grande majorité des études empiriques sur l'utilisation des pesticides concerne les grandes cultures. En outre, une grande majorité de ces études concerne l'agriculture des Etats-Unis. Or, si les mécanismes économiques en jeu sont toujours les mêmes (les agriculteurs américains et français ont des objectifs similaires, font face à des risques de production...) l'importance relative de ces mécanismes peut sensiblement différer d'une culture à une autre, d'un groupe de pesticides à un autre, d'un pays à un autre...

Par exemple, les arboriculteurs et les céréaliers utilisent des pesticides pour protéger leurs rendements. Ces agriculteurs gèrent leur protection phytosanitaire en considérant le prix de leurs produits, le prix des pesticides, l'efficacité de ces intrants, leur risque de production... mais les producteurs de fruits doivent en outre considérer l'aspect esthétique de leurs produits pour pouvoir les vendre en frais.

Les céréaliers américains utilisent beaucoup moins de fongicides que les céréaliers européens, notamment parce qu'ils ont des objectifs de rendement moins élevés. Les problèmes de transposition des résultats d'un contexte à un autre sont évoqués dans ce rapport lorsque cela est nécessaire.

Il n'existe pas d'analyse économique globale du problème de la régulation des pollutions par les pesticides qui soit publiée dans une revue scientifique. Lorsque ces analyses existent, elles font l'objet de rapports commandés par des institutions nationales (ministères, agences...) ou supra-nationales (OCDE, UE...).

La littérature sur les pesticides s'attache à analyser des phénomènes spécifiques à ces intrants tels que la gestion collective des problèmes de résistance ou l'intérêt de différentes formes de conseil pour stimuler l'adoption de différentes techniques de protection intégrée. Aussi sont présentés ici des résultats publiés dans le domaine de l'économie de l'environnement en général et dans le domaine de la régulation des pollutions d'origine agricole en particulier. Bien entendu n'ont été retenus que les résultats pertinents pour le cas des pesticides.

Plan du chapitre

La première partie de ce chapitre présente le contexte dans lequel s'inscrit cette expertise. Elle rappelle dans un premier temps le cadre d'analyse utilisé par les économistes pour l'étude des problèmes de pollution.

La seconde section de cette partie s'intéresse aux résultats des analyses historiques de l'effet du contexte économique sur l'évolution de l'utilisation des pesticides. Cette section met en avant le rôle des instruments de soutien de la PAC pour le développement de l'utilisation des pesticides dans l'UE. Elle met également en évidence l'importance des effets de long terme du contexte économique, notamment par la présentation des mécanismes d'innovations (et d'institutions) induites.

La troisième section décrit les politiques mises en place par les pays développés pour la régulation des pollutions par les pesticides. Elle illustre le rôle central de la procédure d'homologation des pesticides et des politiques axées sur la recherche (notamment agronomique), le conseil et la formation des

agriculteurs. Elle développe en particulier la politique mise en œuvre par le Danemark, le pays le plus ambitieux dans le domaine de la réduction de l'utilisation des pesticides.

La quatrième section porte sur l'analyse économique de la réaction de l'industrie phytosanitaire au récent renforcement des critères d'homologation des pesticides décidé par la plupart des pays développés. Cette présentation permet d'illustrer l'impact économique des instruments réglementaires et les limites associées à une approche de la régulation des pollutions par les pesticides visant à agir uniquement sur la qualité des produits mis en marché.

Les seconde et troisième parties présentent les études sur le comportement des agriculteurs vis-à-vis de l'utilisation des pesticides, la troisième traitant du cas spécifique de l'adoption de nouvelles pratiques de protection phytosanitaire et/ou de production agricole.

La deuxième partie synthétise les résultats publiés quant à l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs. Elle débute par une section présentant les principaux concepts de la micro-économie de la production. Cette synthèse vise notamment à définir précisément le concept de l'élasticité-prix des pesticides et son interprétation, un des points cruciaux des discussions sur l'intérêt des politiques de taxation des pesticides. Elle vise également à présenter les outils avec lesquels il est possible d'analyser et de mesurer les effets, par exemple, du prix d'une culture, non seulement sur la production de cette culture, mais également sur l'utilisation de pesticides pour cette culture, sur la production d'autres cultures, sur l'utilisation des pesticides de ces autres cultures...

La troisième section est consacrée aux études utilisant les résultats standards de la micro-économie de la production pour l'analyse de la demande de pesticides.

La quatrième section présente les travaux analysant les implications du rôle de protection des pesticides sur la spécification des modèles utilisés en économétrie pour analyser le comportement des agriculteurs.

La cinquième section synthétise les résultats concernant l'utilisation des pesticides par les agriculteurs en tenant compte du rôle de ces intrants sur le risque de production. Ces travaux mettent l'accent sur le rôle de l'attitude face au risque des agriculteurs et détaille les effets de cette attitude sur leurs choix de protection phytosanitaire. Ils permettent de définir précisément ce que les économistes désignent par le terme "comportement d'assurance".

La sixième section porte sur un aspect de l'utilisation des pesticides trop peu étudié qui concerne l'analyse de l'intégration de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité agricole. En effet, les pratiques de fertilisation et de protection phytosanitaire sont très liées d'un point de vue agronomique, notamment lorsque les rendements visés sont élevés. De même, dans le cas des cultures fruitières et maraîchères, les pesticides permettent de gérer un risque de production en terme de quantité et de qualité. Seules quelques études mentionnent ces aspects. Peu les étudient en profondeur et analysent leurs implications pour la régulation des pollutions par les pesticides.

La septième section analyse les implications de l'attitude face au risque des agriculteurs pour la définition des politiques de régulation des pollutions par les pesticides. En particulier, cette section montre que si l'assurance des récoltes semblait être un instrument de politique économique intéressant pour réduire les utilisations de pesticides, les recherches menées sur cette question ont montré les effets de cet instrument peuvent s'avérer très décevants voire même contraires à ceux attendus, tout au moins dans le cas des cultures annuelles.

La troisième partie présente les travaux portant sur l'adoption par les agriculteurs des pratiques alternatives à la lutte chimique préventive contre les ennemis des cultures. Depuis le milieu des années 1990, ces travaux représentent l'essentiel des études menées sur la question de l'utilisation des pesticides en particulier et celle de l'utilisation des intrants agricoles polluants en général. L'idée sous-jacente à ces études est qu'une réduction importante de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs requiert un changement de pratique important en terme de protection phytosanitaire quand ce n'est pas un changement de pratique de production.

Ces changements de pratiques permettent de diminuer la "dépendance technique" de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides mais reposent sur l'utilisation d'intrants particuliers, notamment des connaissances (formation et expérience que les économistes regroupent sous le terme de capital humain) et de l'information en général. En ce sens l'adoption d'une pratique économe en

pesticides constitue un investissement incertain et relativement conséquent, non pas en capital matériel, mais en capital humain et en temps de travail.

La seconde section présente une typologie "économique" des pratiques alternatives à l'utilisation systématique des pesticides chimiques. Bien évidemment, elle recoupe dans une large mesure celle du chapitre 4 mais met en évidence les enjeux économiques liés à leur adoption pour les agriculteurs.

La troisième section traite du cas de l'utilisation des techniques de dépistage. Cet exemple est emblématique dans la mesure où il met en évidence plusieurs éléments importants de l'analyse économique dans ce contexte. Tout d'abord, un agriculteur utilisant une lutte chimique préventive peut être parfaitement rationnel d'un point de vue économique, et ce bien qu'il puisse techniquement adapter ses décisions de traitement à l'état sanitaire de ses parcelles. Aussi ce qui peut paraître un gaspillage d'un point de vue technique peut être parfaitement justifié d'un point de vue économique. Ensuite, et ce point est lié au précédent, l'utilisation des techniques de dépistage, comme l'utilisation de tout autre pratique économe en pesticides, est coûteuse en intrants spécifiques (temps de travail, connaissances, analyses...) et peut être implicitement coûteuse en terme de prise de risque. Omettre ces coûts implicites ou explicites conduit à surestimer de manière erronée la rentabilité de ces techniques. Ce résultat amène à relativiser la portée d'études qui concluent que certaines techniques alternatives à la lutte chimique contre les ennemis des cultures seraient d'ors et déjà rentables sur la base de la comparaison de simples marges brutes. Enfin, l'intérêt des techniques de dépistage dépend dans une large mesure du rapport du prix des pesticides au prix des produits et des pratiques culturales utilisées.

La quatrième section synthétise les principaux résultats des études empiriques relatives à l'adoption des pratiques alternative à la lutte chimique préventive (voire systématique). Les résultats analysés concernent à la fois les déterminants observés de cette adoption et les effets observés de cette adoption. Les études empiriques recensées sont quasi-exclusivement américaines. Si elles confirment l'importance des déterminants économiques de l'adoption des pratiques économes en pesticides, l'analyse des effets de cette adoption doit être considérée avec prudence dans la mesure où les pratiques conventionnelles de production des agriculteurs américains diffèrent sensiblement des pratiques de production des agriculteurs européens. Ces différences expliquent, tout au moins en partie, le constat selon lequel les américains privilégient les pratiques de la protection des cultures intégrées et les européens celles de la production intégrée en tant que pratiques permettant de réduire l'utilisation des pesticides chimiques dans le cas des grandes cultures.

La cinquième section décrit l'analyse économique de l'adoption des innovations culturelles, *i.e.* présente cette adoption comme un problème d'investissement de long terme, aux effets incertains et caractérisés par d'importants mécanismes d'apprentissage. Elle permet de mettre en évidence les freins à l'adoption d'innovations technologiques radicales telles que les pratiques de protection ou de production intégrées. Cette section distingue les phases d'adoption, celle durant laquelle l'agriculteur teste, adapte et apprend à maîtriser les innovations culturelles, et la phase d'utilisation des innovations culturelles, celle durant laquelle l'agriculteur maîtrise et tire pleinement partie de ces innovations. L'ensemble des calculs présentés démontre le rôle essentiel des informations dont l'agriculteur dispose à propos des innovations ; de celles qui lui apprennent l'existence de ces innovations à celles qui lui permettent de les maîtriser, en passant par celles qui forment sa perception initiale de leur intérêt pour lui, *i.e.* celles qui vont déterminer s'il va envisager ou non d'adopter ces innovations.

La sixième section présente l'analyse économique du rôle du conseil et de la formation agricoles, et de l'intérêt de l'intervention de l'Etat dans ce domaine.

Enfin, la septième section présente les résultats des études, malheureusement peu nombreuses, de l'influence des secteurs en amont et en aval de l'agriculture sur l'adoption des innovations technologiques en matière de protection phytosanitaire.

La quatrième partie rapporte les résultats des travaux des économistes sur la définition des politiques de régulation des pollutions, et des pollutions par les pesticides en particulier. Bien entendu, les travaux spécifiques au cas des pesticides se nourrissent des résultats des études présentées dans les parties précédentes.

Afin d'éviter de dresser un catalogue des résultats issus de l'analyse économique des instruments de régulation des pollutions, cette partie est construite comme une application de ces résultats dans

l'optique de la définition d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides pour un pays comme la France.

L'objet de cette synthèse est de montrer qu'il est possible de définir des grands principes pour le choix des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur une base objective : celle qui consiste à atteindre des objectifs environnementaux fixés (plus ou moins ambitieux selon les choix de la société) au moindre coût social, *i.e.* au moindre coût pour les secteurs dont le revenu diminue suite à la mise en place de cette politique et pour le budget de l'Etat. Elle illustre en particulier la nécessité d'adapter l'horizon de temps aux objectifs environnementaux adoptés : plus ces objectifs sont ambitieux, plus le secteur agricole (et les secteurs connexes) aura(ont) besoin de temps pour s'adapter aux contraintes auxquelles il(s) sera(ont) soumis et plus il est nécessaire de raisonner à long terme.

La seconde section aborde la question des objectifs de régulation. Elle vise à montrer que se fixer des objectifs en terme de réduction de l'utilisation des pesticides, selon leur niveau de toxicité/écotoxicité, offre de bonnes propriétés en terme de réduction des pollutions dont ces produits sont à l'origine. Elle montre en outre qu'il est nécessaire de définir un zonage du territoire concerné de manière à tenir compte de l'hétérogénéité de la sensibilité de certains sites aux pollutions par les pesticides.

La troisième section présente les résultats généraux concernant le rôle discriminant des coûts d'administration des différents instruments utilisables sur une grande échelle : taxes, subventions pour utilisation de bonnes pratiques, normes d'utilisation... Elle montre l'importance des systèmes de contrôle/sanction du respect des règles instaurées pour les différents instruments considérés.

La quatrième section développe les principaux arguments en faveur de la mise en place de taxes sur le prix des pesticides, les instruments de régulation des pollutions les plus efficaces d'un point de vue économique. Leurs avantages essentiels reposent sur leurs propriétés incitatives, *i.e.* leur capacité à orienter le comportement des agents concernés (agriculteurs, industrie phytosanitaire et agro-fourriture) sans les contraindre inutilement. A ces avantages s'ajoutent leur faible coût d'administration, leur flexibilité et le fait qu'elles génèrent des recettes fiscales.

La cinquième section souligne les propriétés des instruments de régulation mobilisables pour la gestion de la qualité des pesticides. Elle montre que le principe de la procédure d'homologation des pesticides fait l'objet d'un consensus même si ses modalités de mise œuvre peuvent être discutées.

La sixième section présente les principaux résultats relatifs aux propriétés des instruments mobilisables dans les zones sensibles. Cette analyse est complétée par les résultats présentés dans la neuvième section à propos de l'intérêt de différentes formes de contrats pouvant être passés entre l'Etat et les agriculteurs, l'une des voies de recherche les plus actives actuellement dans le domaine de la régulation des pollutions diffuses.

La septième section aborde la cohérence des différents instruments utilisables. Elle vise à montrer l'intérêt d'une politique articulée autour d'un système de taxes incitatives, d'une politique active en matière de recherche (notamment dans le domaine agronomique), de conseil et de formation aux agriculteurs et de subventions à l'adoption (et non à l'utilisation) de pratiques innovantes. Ces instruments centraux doivent ensuite être complétés par des mesures plus contraignantes dans les zones déclarées sensibles aux pollutions par les pesticides et des mesures d'accompagnement spécifiques pour certains secteurs de la production agricole.

La huitième section aborde la question de la compensation des effets négatifs de la taxe sur les revenus agricoles.

La neuvième section analyse l'intérêt de différentes formes de contrats pouvant être passés entre l'Etat (ou des collectivités locales) et les agriculteurs. Il s'agit là d'une voie de recherche les plus actives actuellement dans le domaine de la régulation des pollutions diffuses.

5.1. Le contexte

5.1.1. Introduction

Les chapitres précédents ont présenté les alternatives techniques à la seule utilisation de pesticides, d'un point de vue agronomique et du point de vue des pollutions. Ils ont aussi mis en évidence la faisabilité, toujours technique, d'aménagements permettant de limiter la contamination des cours d'eau par les pesticides.

Ce chapitre aborde la question du choix du mode de lutte contre les ravageurs des cultures et de l'adoption d'aménagements de protection de l'environnement sous l'angle économique. En effet, ce n'est pas parce qu'une technique existe qu'elle est utilisée : par exemple, il est tout à fait possible techniquement d'utiliser les mêmes alliages pour les carrosseries des voitures que ceux couramment utilisés pour les navettes spatiales, ce qui rendrait ces voitures plus légères, plus résistantes, mais aussi beaucoup plus chères. Approcher le problème de l'utilisation de produits phytosanitaires sous l'angle économique va mettre au cœur de l'analyse à la fois le comportement des agriculteurs, la perception qu'ils ont de l'intérêt relatif d'une technique par rapport à une autre, mais s'intéresse aussi à une certaine idée de l'intérêt collectif.

Il nous a semblé nécessaire de débiter le chapitre par une présentation brève du cadre d'analyse économique et des principaux concepts qu'il mobilise pour l'analyse du problème des pollutions par les pesticides. C'est l'objet de la seconde section de cette partie.

La troisième section dresse un bref panorama des études qui ont abordé le problème de l'utilisation des pesticides dans l'UE sous un angle économique. Elle rappelle que bien qu'à l'origine de problème de pollution, l'utilisation de pesticides a été un des piliers de l'accroissement de la production agricole constatée depuis la fin de la seconde guerre mondiale.

D'un point de vue économique, le rôle de la PAC a été fondamental pour le développement de la lutte chimique contre les ennemis des cultures. En instaurant un système de soutien de la production *via* un soutien par les prix agricoles, elle a longtemps permis le maintien de rapports de prix très favorables à l'utilisation des intrants chimiques par les agriculteurs et par là-même le développement du secteur des pesticides. De même, elle évoque l'idée, maintenant largement répandue au sein de la communauté des scientifiques travaillant sur la question des pesticides, que la maîtrise des techniques de protection phytosanitaire intégrée (et celle des techniques de production intégrée) est beaucoup plus difficile que la protection chimique systématique si elle se veut être économiquement viable. En ce sens, les méthodes de lutte phytosanitaire ou de production alternatives à l'approche encore dominante sont intensives en compétences agronomiques et en information (*knowledge and information intensive*). Cette idée est présentée en détail dans la partie 3 mais apparaît en filigrane tout au long de ce chapitre. Puisqu'elles supposent une adaptation significative des pratiques des agriculteurs (et par suite des secteurs liés au secteur agricole, notamment celui du conseil), l'adoption généralisée des méthodes de production économes en pesticides ne peut constituer qu'un objectif de long terme et devra reposer sur des mesures fortement incitatives.

La quatrième section de cette partie présente les politiques mises en œuvre pour la régulation des pollutions par les pesticides, ou tout au moins l'information qui a pu être obtenue à ce propos. Il est ici fait une large place aux systèmes de taxation, l'instrument de régulation généralement privilégié par les économistes (Lichtenberg, 2004 ; Stavins, 2003) et à la politique mise en place par le Danemark à partir de 1986. En effet, à notre connaissance, ce pays est un des rares pays européens à s'être fixé des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides et à avoir pris des mesures pour les atteindre. D'un point de vue économique, la politique danoise apparaît comme exemplaire, non seulement par ce qu'elle s'appuie sur un système de taxation incitatif vis-à-vis de l'utilisation des pesticides (!), mais également et peut-être surtout pour la cohérence et la logique qui a prévalu lors de sa mise en œuvre.

La dernière section présente les effets sur l'offre de pesticides de l'évolution de la procédure d'homologation des pesticides. En effet, le renforcement des critères, notamment d'écotoxicité, des produits phytosanitaires est et a été la première mesure mise en place par les pays développés pour limiter les pollutions par ces produits. Or, cette politique a des effets importants pour l'industrie phytosanitaire qu'il convient de développer ici.

5.1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement

Le but de cette section est de présenter brièvement les principaux concepts et outils utilisés par les micro-économistes pour analyser le problème des pollutions, et leurs limites.

Ces outils et concepts sont issus du champ de l'économie publique (*e.g.*, Laffont, 1991b ; Salanié, 1998), dont l'économie de l'environnement est un sous-champ.

Les fondements essentiels de l'économie de l'environnement sont présentés par Baumol et Oates (1988), Bonnieux et Desaignes (1998), Kolstadt (2000) ou Bontems et Rotillon (2003). Ses développements théoriques récents sont exposés dans les articles de synthèse de Bovenberg and Goulder (2002) pour les taxes environnementales et ceux réunis par Mäler et Vincent (2003).

Enfin, les relations entre environnement et agriculture, d'un point de vue micro-économique, sont étudiées plus spécifiquement dans Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002) ; Carlson, Zilberman et Miranowski (1993) et Lichtenberg (2002).

5.1.2.1. L'analyse micro-économique des problèmes de pollution

5.1.2.1.1. Les principaux coûts et bénéfices liés à la réduction des pollutions par les pesticides

Bien entendu, les bénéfices de l'utilisation des pesticides reviennent en premier lieu aux agriculteurs et aux fabricants et distributeurs de pesticides. Mais l'utilisation des pesticides permet également de diminuer les coûts de la production agricole (ce qui explique leur utilisation par les agriculteurs) et donc, dans une économie de marché, par une diminution du prix des produits agricoles. Aussi, les utilisateurs de biens agricoles bénéficient également de l'utilisation des pesticides. Les industries agro-alimentaires profitent de matières premières à coûts modérés. Les consommateurs bénéficient de biens alimentaires à prix modérés, ce qui se traduit au niveau de leur pouvoir d'achat. Cet effet sur le pouvoir d'achat peut être important pour les populations les moins aisées, celles dont la part budgétaire de l'alimentation est importante.

De même, il convient de ne pas négliger l'importance des pesticides au niveau de la conservation et de la qualité sanitaire des produits agricoles. En particulier, certains fongicides de conservation permettent de lutter contre le développement de champignons producteurs de mycotoxines.

Malheureusement, l'utilisation des pesticides génère des émissions polluantes qui occasionnent des gênes plus ou moins importantes pour ceux qu'on qualifiera de "victimes", au sens large. Les gênes les plus immédiates concernent les surcoûts engendrés pour la production d'eau potable, les pertes de bénéfices d'activités sensibles (apiculture, aquaculture), les problèmes éventuels posés par l'absorption chronique de résidus de pesticides par les produits frais... et les dégâts engendrés sur les écosystèmes. Il apparaît d'emblée que certaines des gênes engendrés par les pesticides sont facilement évaluables alors que d'autres le sont plus difficilement. Cette question très importante est laissée en suspend pour l'instant.

Les émissions polluantes deviennent un problème réel lorsqu'on estime que les gênes occasionnées aux victimes sont trop importantes, c'est-à-dire lorsque la situation actuelle n'est pas acceptable du point de vue de la société. Tout le problème est alors de déterminer dans quelle mesure les gênes de l'utilisation des pesticides dépassent ses bénéfices.

5.1.2.1.2. Les pesticides ne sont pas sur-utilisés par les agriculteurs

Avant d'analyser plus en détail le problème économique posé par les pollutions, il convient de rappeler les hypothèses de l'analyse micro-économique dans ce contexte, dont la plus importante est liée à la rationalité des comportements des agents économiques.

L'analyse micro-économique des pollutions par les pesticides part de deux postulats qui impliquent que toute réduction des pollutions par les pesticides tend à diminuer le revenu agricole :

- l'utilisation des pesticides est issue d'un choix économique rationnel de la part des agriculteurs,

et :

- toute utilisation de pesticides génère des pollutions, même si ces pollutions peuvent être plus ou moins dommageables.

Le premier postulat implique qu'un agriculteur rationnel ne « gaspille » pas les pesticides puisque tout gaspillage est coûteux pour lui. Par conséquent l'idée selon laquelle il existerait des pratiques culturales permettant à la fois de réduire l'utilisation des pesticides et d'accroître le revenu des agriculteurs est en contradiction avec les postulats de l'analyse microéconomique. Du point de vue des économistes si de telles pratiques existaient, elles seraient déjà utilisées par les agriculteurs ou seraient en phase d'adoption. Comme cela sera présenté en détail dans les parties 2 et 3, de nombreux facteurs expliquent les réticences des agriculteurs vis-à-vis de l'utilisation de pratiques culturales économes en pesticides.

Aussi, si elle est jugée excessive par la société, l'utilisation actuelle des pesticides par le secteur agricole se justifie d'un point de vue économique. En corollaire, toute contrainte imposée sur l'utilisation des pesticides se traduit par une perte de revenu des agriculteurs. Chercher à réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs revient à diminuer les bénéfices que ces derniers retirent de l'utilisation de ces intrants.

Bien entendu, si le postulat de la rationalité des agriculteurs peut paraître extrême dans certains cas, il n'en est pas moins naturel et constructif. En effet, partir du principe que les agriculteurs adoptent les pratiques culturales qui optimisent le revenu qu'ils retirent de l'exploitation de leurs terres paraît somme toute raisonnable. De même, connaître les déterminants économiques de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs est un préalable nécessaire à la définition de mesures efficaces pour la régulation de l'utilisation de ces produits.

Le second postulat implique qu'un des principaux moyens de réduire les effets néfastes des pesticides est de réduire les utilisations de pesticides qui génèrent le plus de dommages. Certaines matières actives sont moins nocives que d'autres ou se dégradent plus vite que d'autres, mais l'idée est ici que toute matière active utilisée (ou les produits de sa dégradation) se retrouvent soit dans les produits agricoles, soit dans l'environnement.

Aussi, chercher à réduire les dommages engendrés par les pesticides repose dans une large mesure sur la réduction de l'utilisation des pesticides et revient *in fine* à diminuer les bénéfices qu'engendrent ces produits pour le secteur agricole.

5.1.2.1.3. Le rôle des pouvoirs publics pour la régulation des problèmes de pollution

Concrètement le problème posé par les pollutions est que les membres de la société qui s'estiment victimes des pollutions par les pesticides ont peu d'alternatives pour exprimer leurs souhaits vis-à-vis de ce problème en dehors de leurs choix électoraux.

Certes, les membres de la société souhaitant une réduction des pollutions d'origine agricole peuvent militer au sein d'associations pour mener des actions de sensibilisation (de la population ou des pouvoirs publics), acheter des produits issus de l'agriculture biologique afin de « subventionner » de manière privée un secteur d'activité plus respectueux de l'environnement, voire même choisir de travailler dans des secteurs leur permettant de mettre en application ou de défendre leurs idées (avec

d'éventuels sacrifices en terme de revenu). Mais, aussi louables soient-elles, ces activités sont manifestement insuffisantes.²

Par conséquent, les problèmes de pollution justifient généralement une intervention des pouvoirs publics. En effet, ces derniers ont le pouvoir et la mission, en tant que représentants élus des citoyens, de chercher à corriger les lacunes des institutions en place lorsque c'est possible.

Lorsque les émissions polluantes sont jugées excessives, comme c'est généralement le cas avec les pollutions liées aux pesticides, cette intervention doit avoir pour but d'inciter les pollueurs à réduire leurs émissions polluantes à des niveaux et selon des modalités conformes à l'intérêt général.

En fait, le problème posé aux pouvoirs publics est double :

- Il faut d'abord trouver un moyen de définir un compromis entre les attentes des agriculteurs qui souhaitent pouvoir utiliser des pesticides et celles des membres de la société qui souhaiteraient que les pollutions par les pesticides soient réduites. Schématiquement cela revient à définir un moyen permettant de déterminer les quantités de pesticides que la société choisit d'utiliser après avoir pesé le pour et le contre de leur utilisation. Le principal problème rencontré ici par les pouvoirs publics est que les attentes de la société en matière de réduction des pollutions est très mal connue.
- Ensuite, il faut trouver les moyens de traduire cet objectif en une réalité, sachant que les moyens mis en œuvre doivent être aussi peu coûteux que possible. Cette question est celle de la définition de la politique « optimale » de la régulation des pollutions par les pesticides.

Les économistes de l'environnement ont proposé un cadre d'analyse permettant d'apporter des éléments de réponse aux deux questions qui se posent aux pouvoirs publics et qui concernent :

- la définition des niveaux de pollution « acceptables » et donc des niveaux d'utilisation des pesticides « souhaitables » d'une part

et :

- la définition des instruments de politiques incitant les pollueurs à réduire leurs émissions polluantes d'autre part.

5.1.2.1.4. Niveau de pollution socialement optimal : négociation et analyse coût/bénéfice

Comme tout problème de pollution, le problème des pollutions par les pesticides est représenté comme un problème d'externalité (ou effet externe) par les micro-économistes : l'utilisation des pesticides par les agriculteurs permet de produire des biens agricoles mais produit également des pollutions dont la société subit les effets, à travers la consommation des biens agricoles et la dégradation de l'environnement. On parle d'externalité dans la mesure où les niveaux de pollution ne sont pas « négociés » entre les pollueurs et les victimes dans le cadre du fonctionnement de l'économie marchande.³

² Cette insuffisance des contributions volontaires des membres d'une société à la protection de l'environnement rejoint le problème du financement des biens publics. En effet, la qualité de l'environnement et la santé publique peuvent être analysés comme des « biens publics » dont on sait que le financement à travers des contributions volontaires est généralement sous-optimal (voir, e.g., Salanié, 1998).

L'environnement est un bien public au sens où la qualité de l'environnement profite à tous les membres de la société. Par exemple, si un individu décide d'améliorer la qualité de l'eau d'une rivière à ses propres frais alors tous les usagers de cette rivière en bénéficient.

L'investissement d'un seul individu a peu d'effet sur la qualité de l'environnement, aussi si un individu investit en fonction de ce que cet investissement lui apporte, alors il investira peu. Si tous les individus agissent de la sorte, alors l'investissement total sera faible et l'amélioration de la qualité de l'environnement sera faible.

³ Ceci ne signifie pas que ces pollutions n'affectent pas les marchés ou les prix de marché. L'existence du marché des produits issus de l'agriculture biologique ou l'importance des phénomènes de pollution sur le prix de l'eau potable montre que les effets des pollutions sur l'économie marchande sont bien réels.

S'il existe un marché entre les producteurs et les consommateurs d'un bien donné, ce marché fait office de régulateur des niveaux de production de ce bien, le prix jouant le rôle de signal coordonnateur dans le cadre de la loi de l'offre et de la demande.

Aucune institution marchande ne joue un tel rôle pour les pollutions en général, et pour les pollutions par les pesticides en particulier.

Néanmoins, il existe quand-même une « demande » d'émissions polluantes même si elle n'est qu'implicite. Cette demande émane des agriculteurs. En effet ne serait-ce que pour produire des biens alimentaires en quantité suffisante et à des prix raisonnables, les agriculteurs doivent utiliser des pesticides. Or l'utilisation de pesticides génère des problèmes de pollution. En ce sens, l'activité agricole est « demandeuse » d'émissions polluantes.

D'un autre côté beaucoup d'individus (consommateurs ou producteurs) subissent les effets négatifs des pesticides ou sont simplement inquiets de leurs effets potentiels (actuels et/ou futurs). Ils souhaiteraient que ces pollutions soient réduites à des niveaux qu'ils jugent acceptables. Bien entendu, lorsqu'ils considèrent que l'utilisation des pesticides est nécessaire, ils ne souhaitent pas éliminer complètement les pollutions par les pesticides puisque cela reviendrait à interdire l'utilisation de ces intrants. Ils souhaitent simplement que les pollutions par les pesticides ne dépassent pas certaines limites. En ce sens, les membres de la société victimes des pollutions par les pesticides, tout au moins certains d'entre eux, sont prêts à « offrir » aux agriculteurs le droit d'émettre des pollutions mais pas à n'importe quel prix.

Dans la réalité le problème posé par les pollutions est qu'il n'existe pas d'institution où la « demande » de pollution des agriculteurs rencontre directement l' « offre » de pollution de la part des autres membres de la société.

Il incombe donc à l'Etat de déterminer le compromis optimal entre d'une part les attentes des membres de la société qui bénéficient de l'utilisation des pesticides et les attentes ceux qui en subissent les effets négatifs.

Le cadre d'analyse micro-économique place cette notion d'arbitrage ou de compromis au cœur du problème, et c'est là un de ses principaux avantages. Que ce soit pour la définition des objectifs à atteindre en matière de pollution ou les moyens d'atteindre ces objectifs, l'Etat doit arbitrer entre les souhaits contradictoires des uns et des autres, *i.e.* œuvrer dans les sens de l'intérêt général en définissant un compromis « optimal ».

Ce cadre d'analyse introduit de manière assez naturelle l'analyse coûts/bénéfices standard : si un projet public (*e.g.*, une politique de régulation des pollutions par les pesticides) est tel que les bénéfices des « gagnants » sont supérieurs aux pertes des « perdants », alors choisir de mettre en place le projet est économiquement pertinent (au sens de Kaldor/Hicks).

La notion de pollution socialement optimale : un exemple

Afin d'illustrer l'approche des économistes pour la définition du compromis « optimal » nous prenons ici un exemple fictif mais illustratif. Dans cet exemple un producteur de maïs et un apiculteur sont voisins. Le problème de pollution provient de ce que le cultivateur utilise, pour protéger son maïs, un insecticide qui est nocif pour les abeilles.

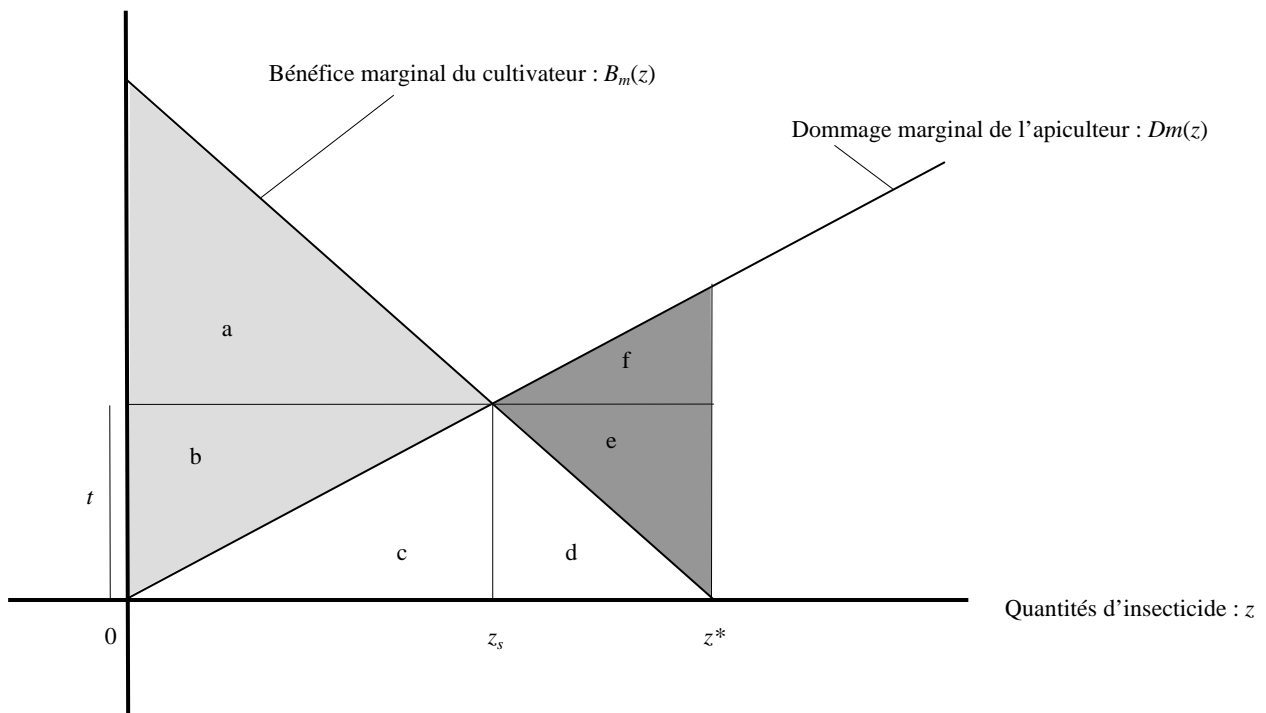
Nous introduisons ici rapidement quelques notions afin de présenter les éléments essentiels de l'analyse micro-économique des problèmes de pollution (et de pouvoir utiliser la Figure 5.1-1.). La quantité d'insecticide utilisée par le cultivateur sera notée z . Le raisonnement se fait classiquement sur des valeurs *marginales*. On parle de coût, de recette et de bénéfice (le bénéfice étant défini comme la recette moins le coût) marginal pour le coût, la recette et le bénéfice associé à l'utilisation d'une unité supplémentaire d'intrant (ici, un pesticide). Ce raisonnement considère qu'un producteur rationnel se posera la question : "dois-je employer une unité supplémentaire de tel intrant ou non ?" et examinera le coût marginal de cet emploi (le coût de l'utilisation de cette unité supplémentaire d'intrant) avec la recette marginale qu'il en retirera. Plus simplement, un producteur utilise un intrant jusqu'à ce que le bénéfice marginal qu'il en retire soit nul : au-delà il ferait un bénéfice marginal négatif et n'aurait

aucun intérêt à employer une plus grande quantité de cet intrant, en deçà il ferait un bénéfice marginal positif et aurait intérêt à employer une plus grande quantité.

En agriculture⁴, on considère généralement des fonctions de production à rendements marginaux décroissants : par exemple, si la dose d'engrais utilisée est faible, une unité d'engrais supplémentaire aura un effet important sur le rendement de la culture et l'agriculteur en retirera un bénéfice marginal important ; au contraire, si la dose d'engrais apportée est proche de l'optimum agronomique, apporter une dose supplémentaire n'aura que peu d'effet sur le rendement et le bénéfice marginal qu'en retirera l'agriculteur sera beaucoup plus faible.

Figure 5.1-1. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : arbitrage et négociation.

Valeurs monétaires



Sur la Figure 5.1-1, le bénéfice marginal du cultivateur lié à l'utilisation de l'insecticide est décrit par $B_m(z)$. Ce bénéfice marginal est décroissant. Nous avons vu plus haut que si le cultivateur est libre de choisir la quantité d'insecticide, il choisira la quantité z^* . Au delà de z^* , le bénéfice marginal lié à l'utilisation des dernières unités d'insecticide est strictement négatif, le cultivateur n'a donc pas intérêt à utiliser une quantité d'insecticide supérieure à z^* . En deçà de z^* , le bénéfice marginal lié à l'utilisation des dernières unités d'insecticide est strictement positif, le cultivateur a donc intérêt à accroître la quantité utilisée. En fait, au niveau d'utilisation z^* , le cultivateur optimise son bénéfice privé. Ce dernier est mesuré par la surface $(a+b+c+d)$ sur la Figure 5.1-1.

Il est possible de représenter le dommage de l'apiculteur de manière similaire. Nous noterons $D_m(z)$ le dommage marginal subi par l'apiculteur lorsque le cultivateur utilise z unités d'insecticide. Cette fonction mesure la perte de bénéfice pour l'apiculteur engendrée par la $z^{\text{ième}}$ unité d'insecticide. Elle est supposée croissante ici, indiquant que les pertes de l'apiculteur croissent plus que linéairement en fonction des quantités d'insecticides utilisées par l'agriculteur. Lorsque le cultivateur utilise l'insecticide en quantité z^* , les pertes privées de l'apiculteur sont mesurées par la surface $(c+d+e+f)$ sur la Figure 5.1-1.

⁴ Pour la production végétale.

Lorsque les droits d'usage de l'environnement sont attribués sans ambiguïté à l'une ou l'autre des parties, des négociations peuvent se mettre en place entre le cultivateur et l'apiculteur. Nous montrons ici pourquoi ces négociations peuvent avoir lieu et pourquoi l'issue de ces négociations peuvent guider les choix de politiques publiques.

Si la loi attribue le droit d'usage de l'environnement au cultivateur, ce dernier peut utiliser les quantités d'insecticide qu'il souhaite. Aussi, il va utiliser l'insecticide de manière à obtenir le meilleur revenu possible de la culture de maïs, donc en quantité « optimale » de son point de vue, *i.e.* sans tenir compte des effets de l'insecticide sur les abeilles. Il choisira donc z^* et obtiendra un bénéfice de $(a+b+c+d)$, ceci définit l'optimum privé d'utilisation de pesticides lorsque le droit d'usage de l'environnement est attribuée au cultivateur.

Le cultivateur utilisant l'insecticide en grande quantité, les dommages subis par l'apiculteur sont importants. Ils sont mesurés par $(c+d+e+f)$. Cependant cette solution n'est pas optimale d'un point de vue social dans le sens où les deux parties peuvent trouver un meilleur compromis. En effet lorsque les émissions polluantes sont élevées, le bénéfice marginal généré par le cultivateur est inférieur au dommage marginal subi par l'apiculteur.

Dès lors, l'apiculteur peut proposer au cultivateur d'utiliser moins d'insecticides et de compenser financièrement les pertes de bénéfices de ce dernier. Si les deux parties s'entendent sur un montant fixe par unité d'insecticide que le cultivateur consent à ne pas utiliser, l'issue de la négociation est relativement simple. L'apiculteur demandera de réduire son utilisation d'insecticide au niveau z_s et paiera un montant t pour chaque unité d'insecticide non utilisée. Dans ce cas, l'apiculteur réduit ses dommages d'un montant $(d+e+f)$ mais paie une compensation s'élevant à $(d+e)$ pour obtenir l'accord du cultivateur. Finalement, l'apiculteur a un gain de f grâce à cette négociation. De son côté, le cultivateur perd d en terme de revenu agricole mais obtient $(d+e)$ de la part de l'apiculteur. Il gagne donc e grâce à cette solution, ce qui l'amène évidemment à accepter la proposition de l'apiculteur.

Si on considère la petite économie constituée de l'apiculteur et du cultivateur, cette négociation est efficace au sens de Pareto : elle aboutit à une amélioration de la situation des deux parties et une fois adoptée la solution issue de la négociation ne sera remise en cause par aucun des deux parties.

De ce fait, cette négociation est efficace au sens de Kaldor/Hicks puisqu'elle aboutit à un gain agrégé (accroissement du bénéfice social) maximal égal à $(e+f)$.

La logique en jeu ici est celle qui a amené la firme Vittel-SA à proposer des contrats aux agriculteurs qui avaient leur exploitations sur le bassin de collecte de l'eau minérale produite par la firme. Par ces contrats les agriculteurs s'engagent à adopter des pratiques permettant de préserver la qualité de l'eau collectée contre compensation financière (Deffontaines et Brossier, 1997). D'autres exemples, bien que plus extrêmes dans les solutions adoptées, illustrent également cette logique. Aux Etats-Unis ou en France des associations de protection de la nature ont acheté des espaces en vue de leur conservation. En Bretagne, la ville de Pontivy a acheté les terres d'agriculteurs en cessation d'activité dans l'optique de la protection de ses points de captage d'eau potable. C'est aussi le cas de la source Plancoët.

Si la loi attribue le droit d'usage de l'environnement à l'apiculteur, ce dernier est alors en position d'interdire au cultivateur d'utiliser l'insecticide. Dans l'exemple présenté ici, le cultivateur ne dégage aucun bénéfice et l'apiculteur ne subit aucun dommage, *i.e.* ne subit aucune perte de revenu liée à la pollution par l'insecticide. Là encore, les deux parties peuvent trouver un meilleur compromis puisque lorsque les quantités d'insecticides utilisées sont faibles (inférieures à z_s), le bénéfice marginal du cultivateur est supérieur au dommage subi par l'apiculteur. Dès lors, le cultivateur peut proposer à l'apiculteur de l'autoriser à utiliser l'insecticide en contre-partie d'une compensation financière. Si les deux parties s'entendent sur un montant fixe par unité d'insecticide utilisé, l'issue de la négociation est simple. Le cultivateur demande l'autorisation d'utiliser z_s unités d'insecticides et paie cette autorisation au montant ot par unité. Le cultivateur dégage un revenu agricole égal à $(a+b+c)$ mais reverse $(b+c)$ à l'apiculteur, ce qui lui permet de gagner a . L'apiculteur perd c sur son activité apicole mais reçoit $(b+c)$ à titre de compensation, ce qui lui permet d'accroître son revenu de b . Là encore la négociation est efficace au sens de Pareto, et par conséquent, au sens de Kaldor/Hicks.

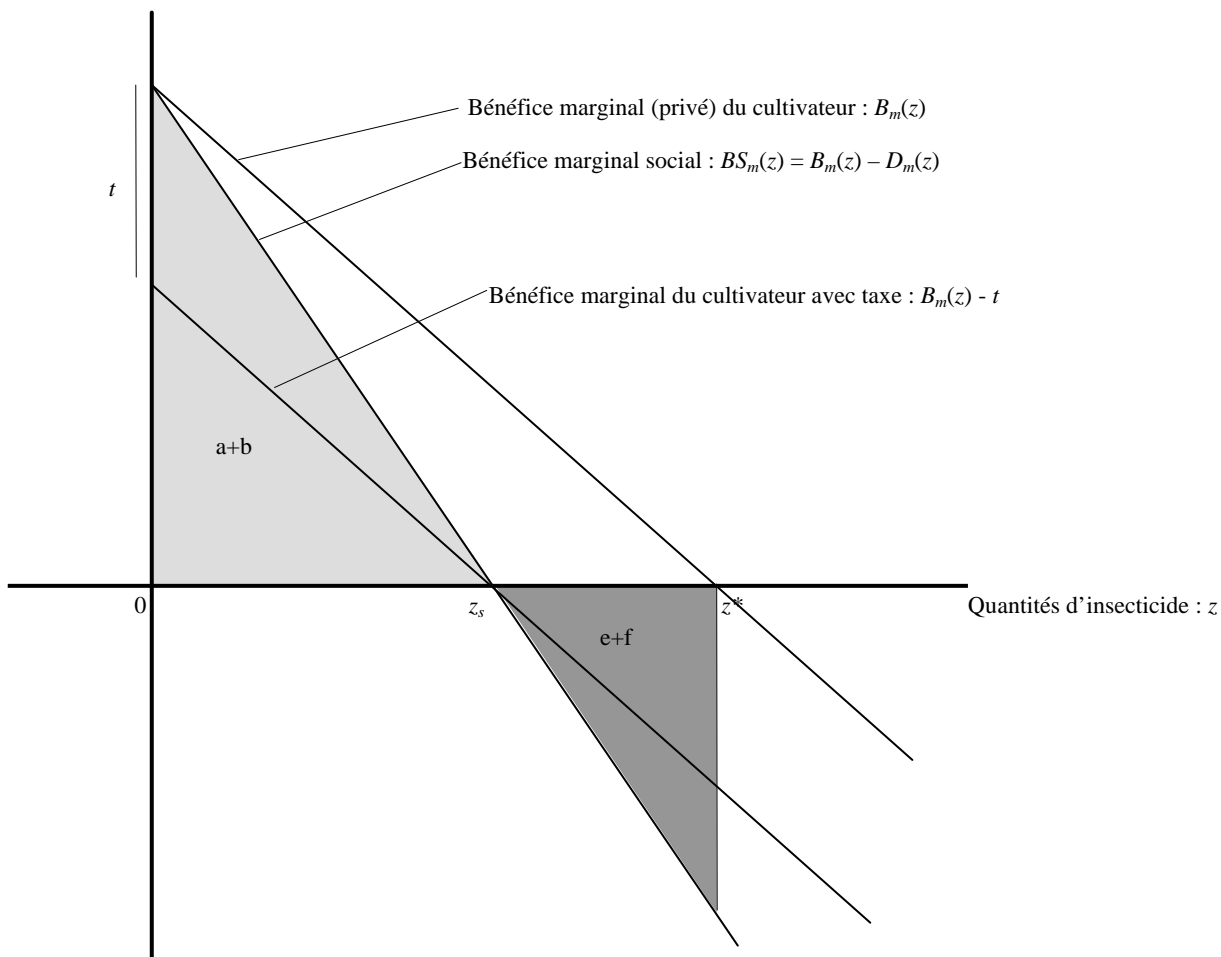
La notion de pollution socialement optimale et l'analyse coûts/bénéfices

Cet exemple permet de mettre en évidence deux points fondamentaux pour l'analyse économique des pollutions.

Tout d'abord, si les deux parties peuvent négocier, le problème de la pollution peut être réglé spontanément. Dans les deux cas analysés, les deux parties acceptent le compromis car elles y gagnent toutes les deux. La solution obtenue dans les deux cas est la même en terme de niveau de pollution (z_s), elle est donc indépendante de l'attribution initiale des droits de propriété de l'environnement. Cette solution correspond au niveau de pollution permettant d'atteindre le niveau de bénéfice social maximal (voir la Figure 5.1-2.). Ce bénéfice social est ici défini comme la différence entre les bénéfices du cultivateur et les pertes de l'apiculteur. C'est le bénéfice agrégé dégagé par la société composée des deux agriculteurs.

Figure 5.1-2. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : choix social et analyse coût-bénéfice.

Valeurs monétaires



Dans le cas où toute pollution est interdite, le bénéfice social de l'utilisation de l'insecticide est nul puisque le cultivateur ne peut l'utiliser. Dans la situation où le cultivateur est en droit d'utiliser l'insecticide à sa guise, donc en quantité z^* , le bénéfice social est donné par $(a+b-e-f)$. En effet le bénéfice lié à l'utilisation de l'insecticide est donné par $a+b+c+d$, le dommage est donné par $-(c+d+e+f)$. Le bénéfice social de l'utilisation de l'insecticide peut alors être négatif ou positif. Il est pourtant aisé de remarquer qu'il est possible de définir un niveau d'utilisation de l'insecticide pour que, non seulement le bénéfice social de cette utilisation soit positif mais pour que ce bénéfice social soit maximal.

La Figure 5.1-2. montre que le bénéfice social optimal est donné par $(a+b)$ dans le cas où l'insecticide est utilisé en quantité z_s . Toutes les unités d'insecticides utilisées en deçà de z_s génèrent plus de revenu pour le cultivateur que de pertes pour l'apiculteur, au delà de z_s l'opposé se produit. Aussi, pour définir le niveau d'utilisation optimale de l'insecticide, il suffit de limiter l'utilisation de cet intrant au niveau où il génère un bénéfice social marginal nul.

Le bénéfice social est en fait le critère qui est optimisé dans une analyse coût/bénéfice standard. Cette correspondance entre l'issue d'un processus de négociation (de même que l'indépendance de cette issue par rapport à l'attribution initiale des droits de propriété de l'environnement) et la solution de la maximisation du bénéfice social lié à l'utilisation de l'insecticide est à la base de la légitimité de l'analyse coût/bénéfice, tout au moins si on considère que les deux parties doivent avoir le même poids dans le critère de décision publique.

Aussi, lorsque l'Etat mesure les effets liés à l'utilisation des pesticides pour la société, il doit considérer le bénéfice social lié à l'utilisation de ces intrants : les bénéfices que la société retire grâce à l'utilisation de pesticides moins les dommages qu'elle subit à cause de l'utilisation de ces produits.

Ensuite, si l'attribution des droits de propriété de l'environnement n'affecte pas la nature du compromis obtenu (lorsque les deux parties négocient sur un pied d'égalité) en matière de niveau de pollution et d'activité économique, il est clair qu'elle affecte la distribution des bénéfices de l'utilisation de l'environnement. Ceci illustre un aspect important de l'analyse coût/bénéfice : cette analyse vise à définir l'optimum dans l'optique d'une recherche l'efficacité économique, *i.e.* dans l'optique d'une recherche de bénéfice social maximal. Elle ne cherche pas à répondre à des questions liées à la répartition du bénéfice social obtenu.

5.1.2.1.5. Droits à polluer, marchés de droits à polluer et régulation des pollutions par les pesticides

Les négociations présentées ci-dessus peuvent s'analyser comme des marchés de « droits à utiliser des insecticides » ou des marchés de « droits à polluer ».

Dans le premier cas (attribution du droit d'usage de l'environnement au cultivateur), le cultivateur dispose d'autant de « droits à utiliser des insecticides » qu'il le souhaite. Sans négociation préalable il en utilise z^* . Lorsqu'il négocie avec le cultivateur, l'apiculteur cherche implicitement à lui acheter des « droits à utiliser des insecticides ». L'apiculteur n'achète pas ces droits pour les utiliser mais justement pour qu'ils ne soient pas utilisés.

Dans le second cas (attribution du droit d'usage de l'environnement à l'apiculteur), l'apiculteur dispose de fait des « droits à utiliser des insecticides ». Lorsqu'il négocie avec l'apiculteur, le cultivateur cherche à se procurer des « droits à utiliser des insecticides » pour pouvoir utiliser ces produits.

L'idée même des « droits à utiliser des insecticides » ou de manière équivalente des « droits à polluer » est souvent considérée comme choquante par les non-économistes. L'approche économique des problèmes de pollutions n'a pas pour but de « marchandiser » les pollutions mais d'analyser clairement les enjeux liés à leur régulation. Même si des marchés de droits à polluer ont parfois été utilisés en pratique (Stavins, 2003), ils sont plus un outil conçu pour représenter de manière explicite les tenants et les aboutissants de la régulation des activités polluantes. Le concept de marché de « droits à polluer » est moins important que la notion de négociation qui elle-même conduit à celle de compromis.

Dans ce contexte, l'avantage de cette analyse est de reconnaître que des « droits à utiliser des pesticides » ou des « droits à polluer » existent de fait et d'utiliser ces notions afin d'illustrer comment un compromis peut être trouvé entre d'un côté les bénéficiaires de l'utilisation des pesticides et de l'autre les « victimes » de l'utilisation de ces produits.

En tout état de cause il ne faut confondre l'existence implicite des « droits à polluer » et la question de leur attribution. Une situation où des pollutions ne sont pas régulées par les pouvoirs publics peut être interprétée comme une situation où les « droits à polluer » sont attribués aux agents qui émettent ces pollutions (et où personne n'est en mesure de les acquérir). Dans ce contexte, le fait que les « victimes » soient contraintes de payer pour acquérir des « droits à polluer » afin que ces droits ne

soient pas utilisés peut effectivement paraître choquant puisque ce mécanisme est contraire au principe pollueur-payeur.

La quantité de droits échangée entre l'apiculteur et le cultivateur, $(z^* - z_s)$ unités ici, dépendent du « prix » de ces droits, t ici, comme dans le cadre standard de la loi de l'offre et de la demande. Ce prix est endogène au problème, et c'est là un point essentiel de l'analyse économique, puisqu'il dépend d'une part des bénéfices générés par les insecticides pour le cultivateur et d'autre part des dommages que ces produits engendrent pour l'apiculteur. Aussi, le prix des « droits à utiliser les insecticides » sera élevé lorsque ces produits sont économiquement très importants pour le cultivateur et lorsque ces produits sont à l'origine de dommages importants pour l'apiculteur.

Si le revenu du cultivateur est peu dépendant de l'utilisation d'insecticides il pourra céder ses droits à bas prix ou n'achètera des droits qu'à bas prix. De même, si les dommages engendrés par les insecticides sur le revenu de l'apiculteur sont peu importants, ce dernier pourra céder ses droits à bas prix ou n'achètera des droits qu'à bas prix. Dans les deux cas, l'utilisation socialement désirable d'insecticides est relativement importante.

Appliquée au cadre général du problème de la régulation des pesticides, cette analyse montre qu'il ne convient de contraindre fortement l'utilisation de pesticides que lorsque cette dernière est très dommageable.

Elle montre en outre que le coût de cette contrainte pour les secteurs qui bénéficient de l'utilisation des pesticides est d'autant plus élevé que l'activité de ces secteurs dépend économiquement de l'utilisation de ces produits. En effet, les secteurs dépendant de l'utilisation des pesticides seraient prêts à acquérir des droits à prix élevés ou ne les céderaient à qu'à prix élevés.

5.1.2.1.6. Intervention de l'Etat et régulation des pollutions par les pesticides

Bien entendu, pour des problèmes de pollution à grande échelle et aussi complexes que ceux engendrés par l'utilisation des pesticides, les négociations entre les bénéficiaires de l'utilisation de ces produits et les victimes de cette utilisation sont concrètement difficiles. En outre, elles ne sont pas toujours souhaitables.⁵ Aussi, l'intervention de l'Etat est requise.

⁵ Coase (1960) lui-même insiste sur les conditions d'application du résultat qui veut que une solution socialement efficace (au sens de l'analyse coûts/bénéfices standard) émerge spontanément. Ce résultat ne s'applique que lorsque : les droits d'usage de l'environnement sont clairement attribués, lorsque les coûts de transaction liés à la négociation sont négligeables et lorsque les parties peuvent négocier sur un pied d'égalité.

Le droit d'usage de l'environnement est souvent mal défini (tout au moins du point de vue des économistes). En tous cas, il n'est ni clairement attribué aux agriculteurs, ni clairement attribué aux victimes des pollutions agricoles. De fait, chacune des parties « réclame » le droit d'usage de l'environnement et s'en remet à l'Etat pour réaliser l'arbitrage nécessaire. Ceci dit, l'attribution du droit d'usage de l'environnement n'est pas une condition nécessaire à la mise en place d'une solution négociée comme l'atteste l'exemple de Vittel S.A. qui, étant donnée la solution adoptée, a implicitement attribué le droit d'usage de l'environnement aux agriculteurs.

Ensuite, Coase (1960) insiste sur les coûts de transaction liés à la négociation : coût du temps passé à négocier, coût des expertises, coûts des avocats engagés... Ces derniers peuvent être suffisamment élevés pour qu'au moins un des deux parties abandonne l'idée même d'une négociation puisse prendre place.

Dans ce contexte le rôle de l'Etat est d'assurer que les éléments nécessaires à une décision informée soient réunis et d'assurer qu'une décision soit prise dans l'intérêt collectif. L'Etat dispose d'informations centralisées et peut commander des expertises financées par la société lorsque nécessaire. Par rapport aux coûts de transactions liés à la négociation, l'Etat a donc l'avantage de pouvoir exploiter des rendements d'échelle liés à la centralisation de l'information à sa disposition. Les institutions qui font de l'Etat est un représentant de la collectivité assurent en principe que ce dernier adopte des solutions identiques à celles qui auraient pu être négociées entre les pollueurs et leurs victimes.

Enfin, la négociation n'aboutit pas à un résultat optimal au sens de Pareto lorsque les deux parties ne sont pas sur un pied d'égalité, en terme de pouvoir de négociation ou d'information (Starrett, 2003). Par exemple, si la victime des pollutions par l'insecticide est un salarié à faible revenu et n'est pas propriétaire des droits d'usage de l'environnement, il ne pourrait inciter un cultivateur à réduire ses émissions polluantes. De même, lorsque la victime est prête à négocier mais qu'elle ne connaît pas bien la technologie de production des pollueurs, ces derniers peuvent profiter du manque d'information des victimes pour obtenir des niveaux de pollution plus élevés que ne le voudrait l'optimum social et/ou des compensations largement en leur faveur. Enfin, lorsque la victime ne sait même pas qu'elle est victime, elle ne cherchera même pas à engager un processus de négociation.

En temps que représentant élu des citoyens, les pouvoirs publics doivent agir dans l'intérêt général. Ce dernier est défini par les économistes comme la solution qu'auraient négociée les parties intéressées si elles avaient eu les moyens de le faire correctement. En reprenant l'exemple de l'apiculteur et du cultivateur, l'Etat doit mettre en œuvre un instrument de régulation de l'utilisation de l'insecticide qui permette d'aboutir à une quantité utilisée égale à l'optimum social : z_s au moindre coût pour la société (puisque les citoyens sont aussi des contribuables).

L'objectif d'utilisation de l'insecticide étant défini au niveau d'utilisation de l'insecticide z_s , l'Etat dispose de trois grands types d'instruments (voir la Figure 5.1-3.) :

- une norme qui ne permet au cultivateur que d'utiliser des quantités d'insecticide inférieures à z_s ,
- une subvention visant à inciter le cultivateur à n'utiliser que z_s unités d'insecticide (Ici le système de subvention est une forme de contrat où il est demandé au cultivateur de réduire son utilisation de pesticides contre une subvention)

ou :

- une taxe sur le prix de l'insecticide calculée de telle sorte que le cultivateur n'utilise que z_s unités d'insecticide.

Dans tous les cas l'optimum d'utilisation d'insecticides est mis en œuvre et la société, dans son ensemble y gagne. Cependant, la mise en place de ces instruments ont des effets redistributifs très différents. Nous analysons ici ces effets dans la cas où la situation initiale est celle où le cultivateur utilise autant d'insecticides qu'il le souhaite.

Dans le cas de l'instauration de la norme, le cultivateur perd d mais l'apiculteur gagne $(d+e+f)$, ce que fait que la société composée des deux agriculteurs gagne $(e+f)$.

La subvention à verser au cultivateur pour que ce dernier accepte de réduire son utilisation d'insecticides au niveau z_s doit être au minimum de d , la perte subie par le cultivateur qui réduit son utilisation d'insecticides. Lorsque cette subvention est de d , le revenu du cultivateur est inchangée. Cette subvention est issue du budget de l'Etat qui perd d . Puisque l'apiculteur gagne $(d+e+f)$, la société (contribuables compris) a finalement un gain net de $(e+f)$.

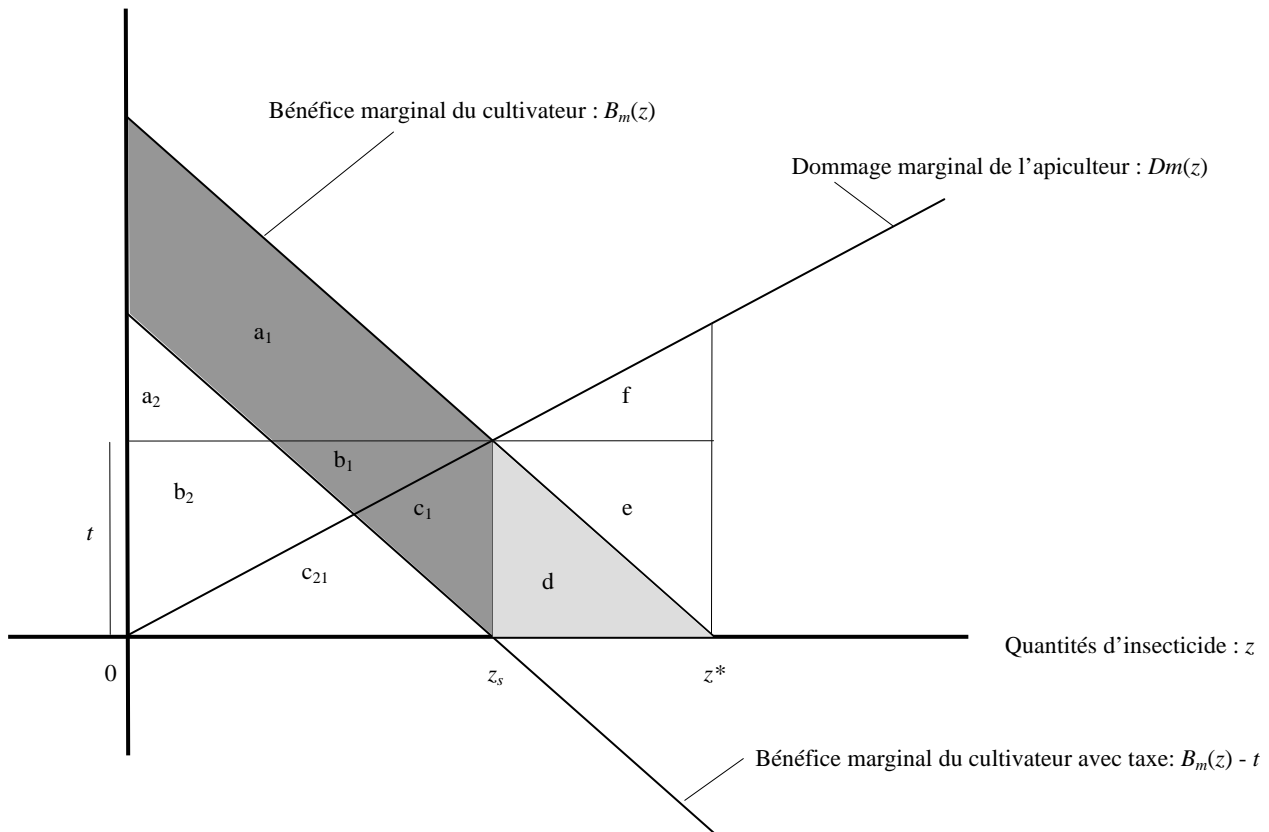
Pour que le cultivateur n'utilise que z_s , la taxe doit être fixée au niveau t . Comme dans les cas précédents l'apiculteur gagne $(d+e+f)$. Mais le cultivateur perd d puisqu'il réduit sa consommation d'insecticide jusqu'à z_s et perd également $(a_1+b_1+c_1)$ le montant de taxes qu'il paie (qui est égal à $t \times x_s$). Ces taxes sont versées au budget de l'Etat, ce qui fait qu'elles sont neutres du point de vue de la société. Finalement, comme dans le cas de la norme ou de la subvention, le bénéfice social net de la régulation de l'utilisation de l'insecticide au niveau z_s est donné par $(e+f)$.

Les caractéristiques des problèmes de pollution sont telles qu'une solution négociée directement entre les pollueurs et leurs victimes a peu de chances d'être optimale d'un point de vue économique. De manière assez générale, les agents pollueurs sont souvent mieux organisés que les « victimes » des pollutions. En effet, les agents pollueurs ont souvent chacun beaucoup à perdre en cas de régulation et sont donc fortement incités à s'organiser pour plaider leur cause puisque les coûts de cette organisation (qui sont des coûts de transaction) sont souvent largement compensés par les bénéfices liés à cette organisation. Les victimes de la pollution, bien que souvent nombreuses, sont peu incitées à s'organiser pour plaider leur cause. En effet, chacune perd relativement peu en raison des pollutions excessives, aussi le coût individuel de l'organisation d'une lutte contre les pollutions excessives dépasse très facilement le bénéfice individuel à retirer de cette organisation. Cependant d'un point de vue social cette organisation s'avèrerait utile. Elle se mettrait spontanément en place si toutes les victimes considéraient l'effet de leur contribution concernant à la fois leur propre intérêt mais également ceux des autres victimes. Ce problème est classique en économie publique et rejoint celui, bien connu, de l'insuffisance du financement des biens publics par un système de contributions volontaires (voir, *e.g.*, Salanié, 1998).

Dans ce contexte, l'Etat en agissant en tant que représentant des citoyens assure essentiellement un rôle de coordination des requêtes des victimes des pollutions.

Figure 5.1-3. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : instruments de régulation.

Valeurs monétaires



Bien entendu, même s'ils aboutissent à la même utilisation de pesticides et s'ils bénéficient tous à la victime des pollutions, ces instruments imposent des contraintes différentes sur les divers membres de la société. Le système de taxation fait porter l'essentiel de la charge de la politique de régulation sur le cultivateur. Le système de subvention se met en place à la charge des contribuables.

Aussi, ces instruments permettent de mettre en œuvre l'optimum social pour un bénéfice équivalent dans ce cadre théorique simple. Ils ont donc la même efficacité d'un point de vue de la théorie micro-économique et le choix de l'un ou l'autre est essentiellement un choix politique. Cette remarque met simplement en évidence les problèmes soulevés par l'utilisation du critère de Kaldor/Hicks. En effet, selon ce critère les trois mesures de régulation présentées sont équivalentes.⁶

Pourtant, il convient doré et déjà de mentionner que si les trois instruments de régulation présentés ont la même efficacité d'un point de vue économique, cette propriété dépend de manière essentielle du cadre d'analyse utilisé. En effet ce cadre est statique, sans incertitude et essentiellement théorique, *i.e.* sans prise en compte des coûts administratifs de la mise en place des instruments utilisés par l'Etat. Cette propriété n'est plus valide lorsque les effets incitatifs de ces instruments sont pris en compte dans un contexte dynamique, dans un contexte caractérisé par l'incertitude des effets négatifs des pesticides et/ou dans un contexte où le respect des règlements repose sur la mise en place d'un système de contrôle/sanction. Ces points seront développés en détail dans la partie 5.4.

Dans la suite de cette section, nous précisons le rôle et les limites du calcul économique pour ce qui concerne la détermination des objectifs d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides. Le choix des instruments à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs sera analysé dans la partie 5.4.

⁶ Voir, *e.g.*, Salanié (1998) ou Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002) pour une analyse du critère de Kaldor/Hicks et des problèmes qu'il pose en pratique.

5.1.2.2. Les arbitrages en jeu pour la régulation des pollutions par les pesticides

Pour ce qui concerne la définition des niveaux optimaux de pollution, l'intérêt primordial de l'approche économique est l'explicitation des arbitrages en jeu. Dans le cas des pesticides, les arbitrages à considérer sont bien plus nombreux et complexes que ceux considérés dans l'exemple simplifié du cultivateur et de l'apiculteur. Ils doivent en particulier tenir compte de ce que les pesticides sont des facteurs de production très importants dans la production agricole.

5.1.2.2.1. Les principaux arbitrages en jeu dans le cas de la régulation des pesticides : les arbitrages liés à l'ajustement du comportement des agriculteurs

Les niveaux d'utilisation actuels des pesticides tendent à montrer que ces produits sont des outils très efficaces d'un point de vue technique et économique pour la lutte contre les ennemis des cultures. Aussi, toute intervention importante sur le comportement d'utilisation de ces produits, modifiera les autres décisions de production des agriculteurs (fertilisations, assolements...) et pourra donc avoir des effets significatifs sur les marchés liés au marché des pesticides *via* les choix des agriculteurs (marchés des biens agricoles, marché des engrais...) voir sur d'autres problèmes de pollutions (pollutions par les éléments fertilisants notamment...).

Dans une large mesure, réduire les pollutions dues aux pesticides requiert une réduction de leur utilisation. Cette réduction bénéficie à l'ensemble de la société *via* ses effets sur l'état de l'environnement et sur la santé humaine, mais engendre des pertes pour les acteurs des marchés des pesticides (producteurs et distributeurs) et des produits agricoles.

Aussi afin de nourrir une analyse coût/bénéfice de la réduction de l'utilisation des pesticides, il convient de considérer en particulier que les producteurs de pesticides génèrent de la richesse en vendant leurs produits aux agriculteurs qui eux-mêmes créent de la richesse en produisant des produits agricoles. Les richesses ainsi créées bénéficient à l'ensemble de la société dans la mesure où l'industrie phytosanitaire génère des salaires pour ses employés et des dividendes pour ses propriétaires, la production de biens agricoles génère le revenu des agriculteurs et de leurs salariés et permet aux consommateurs des biens agricoles de se procurer ces biens à des prix d'autant plus faibles que les biens agricoles sont produits en quantités importantes (conformément à la loi de l'offre et de la demande).

Il est important d'évoquer à ce propos la place du marché des produits issus de l'agriculture biologique. En effet, une logique du « tout agriculture biologique » paraît *a priori* trop coûteuse en tant que solution aux problèmes des pollutions agricoles. La rentabilité actuelle des produits issus de l'agriculture biologique s'appuie d'une part sur une logique de marché de niche garantissant des prix élevés et d'autre part sur une logique de vente quasi-directe. Si la mise en place de ces marchés prouve bien qu'il existe une demande pour des aliments exempts de résidus de pesticides et produits dans le respect de la protection de l'environnement, son importance limitée montre que beaucoup de consommateurs français, notamment les moins aisés, ne sont pas prêts à accepter une hausse importante du prix de leur alimentation pour la protection de l'environnement ou se prémunir contre d'éventuels effets néfastes de pesticides homologués par l'Etat. Une étude du CREDOC montre en effet que l'argument essentiel du non-achat de produits bio pour les ménages qui les connaissent est leur prix (CREDOC, 1999).⁷ Malgré une forte expansion au cours de ces dernières années,

⁷ Cependant, la demande de biens agricoles produits dans le respect de l'environnement, voire inoffensifs pour la santé, peut vraisemblablement être stimulée par une sensibilisation des consommateurs vis-à-vis des problèmes d'environnement et par un renforcement de la crédibilité des labels de ces biens (*e.g.*, Aldy, Hrubocvack and Vasavada, 1998).

De même, il est possible que la demande actuelle de produits de l'agriculture biologique soit contrainte en raison de problèmes liés à sa distribution, tout au moins en France. L'immense majorité des produits alimentaires et des autres produits de consommation courante sont actuellement distribués par les grandes et moyennes surfaces qui proposent encore des produits issus de l'agriculture biologique en quantité relativement limitée. En 1999, 47% des ventes de produits issus de l'agriculture biologique sont réalisées par les grandes et moyennes surfaces, 43% par des magasins spécialisées et 10% sur des marchés de proximité et en vente directe (Le Floc'h-Wadel, 2000). Aussi, les consommateurs doivent souvent faire l'effort d'aller se les procurer en dehors des lieux d'achat habituels des produits courants (alimentaires ou non). Il est donc

l'agriculture biologique resterait en France un micro-marché dont les plus optimistes la situent à moyen terme à 5% de la production agricole française (Bellon et al., 2000).

Aussi, le choix « tout agriculture biologique » reposerait certainement sur une sur-évaluation de l'envie des consommateurs pour des aliments « sains » et la protection de l'environnement, par rapport à celle de bénéficier d'aliments à prix modérés.

Il convient également de noter que les effets de l'intervention sur le secteur des pesticides sur le secteur agricole dépendent beaucoup de l'échelle à laquelle cette intervention est mise en place.

Si des politiques de régulation de l'utilisation des pesticides devaient être mises en place uniquement en France, alors les effets de ces politiques seraient très importants au niveau de la production végétale française, des secteurs en amont et de certains secteurs en aval (l'élevage et vraisemblablement certaines industries de transformation) de celle-ci. Mais les prix des produits végétaux français seraient alors poussés à la hausse sous l'influence d'une baisse de l'offre française de ces produits, cette hausse de prix serait vraisemblablement en grande partie atténuée par les importations de produits agricoles étrangers devenus plus compétitifs, notamment en provenance des autres pays de l'UE (Gohin, Guyomard et Levert, 2003).

Réduire de façon drastique l'utilisation des pesticides à l'échelle de l'UE réduirait certes de manière significative les dommages engendrés par ces produits mais aurait des répercussions importantes sur le secteur agricole, même à long terme.⁸ La réduction de l'offre agricole européenne se traduirait selon toute vraisemblance non seulement par une baisse sensible du revenu et de l'emploi agricoles dans l'UE et par une détérioration de la balance commerciale agricole de l'UE, mais également par une hausse importante des prix agricoles et alimentaires dans l'UE et sur les marchés mondiaux. Dans ce cas, les effets négatifs des politiques de régulation des pesticides sur le revenu des agriculteurs seraient en partie atténués par la hausse du prix des produits agricoles. De ce fait les utilisateurs des produits agricoles européens (consommateurs et transformateurs essentiellement) participeraient également à supporter les coûts engendrés par la réduction de l'utilisation des pesticides.

5.1.2.2.2. L'hétérogénéité géographique des effets néfastes des pollutions par les pesticides

La question essentielle soulevée par les pollutions est celle des conflits d'usage de l'environnement. Elle concerne à la fois les pollueurs et leurs victimes. Les dommages occasionnés par un niveau d'émissions polluantes donné dépendent de la sensibilité du site considéré par rapport à ces pollutions. En effet, si le problème de la présence des pesticides dans les produits agricoles dépend essentiellement des produits agricoles considérés, les arbitrages en jeu pour les effets des pesticides dans l'environnement peuvent sensiblement varier d'une région à une autre.

Les effets des pesticides sont d'autant plus dommageables pour l'environnement que ces produits sont susceptibles de contaminer rapidement des ressources en eau ou des écosystèmes fragiles. Cette hétérogénéité géographique de la sensibilité des sites de production justifie les normes en vigueur pour la protection des périmètres de captage et des rivières, voire les mesures spécifiques en place ou envisagées pour la protection des zones d'intérêt écologique.

Comme cela sera vu plus bas, cette approche de régulation des pollutions par les pesticides à l'aide de mesures localement adaptées s'avère intéressante si les sites les plus fragiles sont correctement identifiés (importants bassins de collecte d'eau, zone d'intérêt écologique, zone péri-urbaines).

possible que la demande « réelle » de ces produits, *i.e.* celle qui serait observée s'ils étaient disponibles dans les circuits d'achat habituels de la grande majorité des consommateurs, soit supérieure à celle qu'on observe actuellement. Ce point mérite probablement d'être étudié.

⁸ Peu d'économistes tentent de réaliser ce types d'études pour lesquelles de nombreuses hypothèses sont nécessaires quant aux effets des pesticides sur les rendements et l'évolution des techniques disponibles. Ces études sont généralement à l'origine de nombreuses controverses comme le montre la critique par Giannessi (1991) de l'étude de Knutson, Taylor, Penson and Smith (1990). L'effet de réductions drastiques de l'utilisation des pesticides sur les rendements est déjà difficile à mesurer pour les pratiques agricoles actuelles (à court terme). La mesure des rendements obtenus en utilisant très peu de pesticides après une adaptation des pratiques agricoles (à long terme) tient elle plus de la prospective que de la prévision.

D'un autre côté, un même effort de réduction des émissions polluantes génère des pertes variables selon les activités considérées. Une réduction drastique de l'utilisation des pesticides sera certainement plus dommageable dans le cas de la production fruitière que dans celui des grandes cultures. De même, réduire l'utilisation des herbicides serait beaucoup plus coûteux dans le secteur agricole que dans celui des transports (désherbage des bords de routes ou de voies ferrées...).

Aussi, les arbitrages considérés doivent être définis à une échelle pertinente en terme de secteur et/ou de localisation.

Cependant, une approche de régulation uniquement fondée sur l'utilisation de mesures adaptées localement serait inutilement coûteuse et serait donc peu efficace d'un point de vue économique. En effet, adapter chaque mesure de régulation à chaque exploitation utilisant des pesticides nécessiterait un énorme travail administratif, tant du point de vue de la conception de ces mesures que de leur mise en place concrète.

En fait, si des mesures de régulation sont nécessaires sur l'ensemble du territoire concerné (France ou UE), alors il est très vraisemblablement avantageux de prendre des mesures simples et homogènes à l'échelle du territoire concerné et de compléter ces mesures simples par des mesures spécifiques adaptées aux situations les plus délicates en matière de gestion des pollutions.

Ces questions seront abordées en détail dans la partie 4.

5.1.2.2.3. Les dommages engendrés par les pollutions par les pesticides

La classification des dommages liés aux pollutions par les pesticides peut être abordée sous plusieurs angles (Freeman, 1993). Le premier est celui des médias de ces pollutions : alimentation, eau, sols... Cette approche est peu utilisée par les économistes car la classification obtenue ne correspond à aucune typologie pertinente d'un point de vue économique.

Les économistes préfèrent des typologies fondées sur des critères directement liés à l'activité humaine. Ceci ne veut pas dire que les économistes ne s'intéressent qu'aux effets économiques des pollutions. En effet, tout effet des pollutions doit être pris en compte dès lors que cet effet intéresse un membre de la société (ou tout au moins une part significative de la société). L'effet considéré peut être observé actuellement, apparaître dans un futur plus ou moins proche ou être seulement potentiel. De même, le citoyen considéré peut être un producteur, un consommateur, voire même appartenir à une génération à naître.

Aussi, les effets des pollutions sont généralement classés selon qu'ils ont ou non un impact direct sur l'homme.

Sont ainsi distingués :

- les effets directs sur l'homme. Dans le cas des pesticides, ces effets concernent essentiellement la santé des agents qui manipulent ces produits (au niveau de leur fabrication ou de leur utilisation) ou la santé de ceux qui peuvent être exposés directement à ces produits sans les manipuler (les consommateurs de produits de cueillette..., d'eau potable et de produits alimentaires).
- les effets indirects sur l'homme. Dans le cas des pesticides, ces effets sont ceux qui conduisent à une dégradation des écosystèmes biologiques, que ces écosystèmes aient une utilisation économique (cas des pollutions subies par un apiculteur, un aquaculteur...), qu'ils aient une utilisation récréative (cas de la dégradation des populations de poissons d'une rivière...) ou qu'ils n'aient pas d'utilisation, tout au moins actuellement (cas de la biodiversité de la faune et la flore sauvages).

Tableau 5.1-1. Typologie des effets négatifs des pesticides et des dommages associés

	Effets sur les activités économiques ou effets marchands		Effets non liés aux activités économiques ou effets non-marchands		
	<i>Effets sur les activités de production</i>	<i>Effets sur les activités de consommation</i>	<i>Effets liés aux usages non-économiques de l'environnement</i>	<i>Effets non-économiques subis directement</i>	<i>Effets non-économiques subis indirectement</i>
Effets directs					
<i>Exemples</i>	Intoxications lors des manipulations de pesticides	Intoxications par la pollution des produits agricoles ou de l'eau potable consommés		Intoxications lors des manipulations de pesticides, Intoxications par la pollution des produits agricoles ou de l'eau potable consommés	
<i>Dommages</i>	Pertes de productivité et coûts associés (soins...)	Sur-coûts liés à l'achat de produits de consommation certifiés sans pesticides		Coûts liés aux atteintes à la fertilité, à la perte de la vie... (valeur des effets intangibles des intoxications)	
Effets via l'environnement					
<i>Exemples</i>	Pollution de l'eau, pollution des exploitations voisines produits agricoles...		Intoxications de la faune ou la flore naturelles utilisées lors d'activités récréatives	Effets toxiques des pollutions sur l'environnement naturel (air, eau, faune ou flore naturelles) subis lors d'activités récréatives ou de production	Intoxications de l'environnement naturel (air, eau, faune ou flore naturelles) par la pollution
<i>Dommages</i>	Coûts de potabilisation de l'eau, pertes de revenu des activités utilisant de l'eau, pertes de revenu des exploitations voisines...		Dégradation de la valeur des aménités environnementales : pêche, cueillette, promenade naturaliste... (pertes de valeurs d'usage de l'environnement)	Coûts liés aux atteintes à la fertilité, à la perte de la vie... (valeur des effets intangibles des intoxications)	Dégradation de la valeur d'existence des écosystèmes (altruisme envers la nature), Dégradation de la valeur du patrimoine légué aux générations futures (valeur d'option de la biodiversité...)

A cette typologie fondée sur les effets des pollutions, se superpose plus ou moins celle fondée sur les différentes motivations que peut avoir l'homme pour limiter ces effets. Dans cette typologie les effets des pollutions sont classés selon leur impact sur l'activité humaine, que cette activité soit économique ou non. Sont ainsi distingués :

- les effets qui affectent directement des activités économiques. Ces effets des pollutions sont alors qualifiés d'effets marchands. Les activités économiques concernées par les effets négatifs des pesticides sont :
 - o les activités de production. La présence non-intentionnelle de pesticides génère des surcoûts pour la production d'eau potable, des pertes de revenu pour l'apiculture, voire l'aquaculture...
Les effets négatifs des pesticides sur la santé peuvent jouer un rôle sur l'activité de production de individus affectés. Ces effets sont heureusement rares et souvent seulement accidentels.
 - o ou les activités de consommation. La présence de pesticides ou de résidus de pesticides peut affecter les choix des consommateurs d'eau potable ou de produits alimentaires. Ces consommateurs peuvent en effet préférer acheter de l'eau en bouteille ou des produits issus de l'agriculture biologique plutôt que de s'exposer, eux-mêmes ou les membres de leur famille, aux effets potentiels d'une ingestion chronique de pesticides ou de résidus de pesticides.
- les effets qui n'affectent pas directement des activités économiques. Ces effets sont alors qualifiés d'effets non-marchands. Il est coutume de répartir ces effets non-marchands dans deux catégories :
 - o Les effets négatifs des pesticides peuvent affecter les activités humaines non-économiques lorsque ces effets se traduisent par une dégradation des éléments de l'environnement que les hommes utilisent en dehors de leurs activités de consommation et de production. Les économistes considèrent alors que ces effets se traduisent par des pertes de valeur d'usage (non-économique) de l'environnement.
Par exemple les pêcheurs, les chasseurs ou les promeneurs pratiquant la cueillette pâtissent des effets des pesticides sur les populations de poissons, sur les populations des animaux chassés (éventuellement *via* des effets des pesticides dans les chaînes alimentaires) ou sur les produits cueillis. De la même manière, les amateurs de faunes et flores sauvages peuvent être affectés par les pertes de biodiversité qu'ils constatent sur les lieux qu'ils visitent et apprécient.
 - o Les effets négatifs des pesticides qui affectent directement le bien-être des individus sont les effets subis par ces individus. Ces effets sont de deux types.
Le premier regroupe les effets des intoxications par les pesticides sur la santé humaine tels que la perturbation des fonctions de reproduction, les gênes et douleurs engendrées par ces intoxications (que ce soit pour l'individu victime d'une intoxication ou les membres de sa famille)...
Le second type d'effets qui affectent directement le bien-être des individus sont ceux qui sont liés à des valeurs altruistes. Un individu peut considérer que les effets négatifs des pesticides sont dommageables car ces effets affectent par exemple :
 - les amateurs de faunes et flores sauvages ou les consommateurs qui n'ont pas les moyens financiers de se procurer des produits certifiés sans résidus de pesticides mais plus chers (altruisme envers les contemporains),
 - la flore et la faune elle-même (altruisme envers la nature en général)
 - la biodiversité qui pourrait être utile dans le futur (altruisme envers les générations futures). Les effets des pollutions sur les usages futurs de l'environnement peuvent cependant être considérés sans référence à l'altruisme de la génération actuelle. Les dommages potentiellement subis par les générations futures pourraient directement être intégrés dans les choix actuels de politique de régulation des problèmes d'environnement. Cette approche a des fondements philosophiques ou éthiques liés à notre responsabilité vis-à-vis des générations qui vont nous succéder.

Les principaux éléments des deux dernières typologies présentés sont regroupés dans le tableau 5.1-1.

5.1.2.3. L'évaluation des dommages engendrés par les pollutions par les pesticides

L'objectif de cette sous-section est double :

- présenter les différentes approches utilisables pour leur évaluation économique
- et :
- présenter les limites de ces approches.

Les dommages engendrés par les pesticides peuvent être très divers et sont par conséquent difficilement comparables entre eux. Ceci pose problème pour la définition des priorités de l'intervention publique. En effet, doit-on privilégier la préservation des effets potentiels des pesticides sur la santé humaine, la protection de la biodiversité ou les deux en même temps sachant que cette intervention peut être coûteuse pour certains secteurs de l'économie ou pour le budget de l'Etat ?

De plus, les dommages engendrés par les pesticides sont souvent non-marchands. Par exemple, les effets des pesticides sur la biodiversité sont non-marchands car ils n'affectent pratiquement aucun marché. Ces effets ont une valeur qui ne peut être directement mesurée en unités monétaires. Les effets de pesticides sur la santé humaine ou sur la valeur patrimoniale de l'environnement légué aux générations futures posent des problèmes de même nature.

Cependant cette évaluation économique est nécessaire dans le cadre d'une analyse coûts/bénéfices des politiques de la régulation par les pesticides car elle permet d'établir les priorités de l'intervention publique et de vérifier que les bénéfices liés à cette intervention sont à la mesure de son coût.

Nous débutons cette présentation par les évaluations *a priori* les plus simples : celles qui concernent les effets (marchands) des pollutions sur les activités de production. Ces évaluations permettent de donner des exemples d'application simples et introduisent la suite de cette section. Nous présentons ensuite les principales méthodes utilisables pour l'évaluation économique des dommages dus aux pollutions dans un cadre général, et leurs principales limites.

5.1.2.3.1. L'évaluation des effets des pollutions par les pesticides sur les activités de production

L'évaluation des effets marchands des pollutions par les pesticides est relativement aisée, notamment l'évaluation des effets affectant les activités de production. Par exemple, les sur-coûts de potabilisation de l'eau liés à la présence de pesticides donnent une mesure de la valeur économique des pollutions de l'eau destinée à la consommation. Ces sur-coûts peuvent être mesurés directement par enquête auprès des producteurs d'eau potable ou par des méthodes d'inférence statistique sur le prix de l'eau potable (méthode des prix hédonistes).

De même, les effets des pollutions par les pesticides sur l'activité apicole peut être mesurée par la perte de revenu subie par un apiculteur dont la population d'abeilles diminue suite aux effets des insecticides utilisés par ses voisins. Cette évaluation peut être réalisée *ex post*, *i.e.* en comparant le revenu de l'apiculteur avant ou après la pollution, ou *ex ante*, *i.e.* en calculant l'effet de la pollution sur la population d'abeilles puis l'effet de cette population sur le revenu de l'apiculteur.

5.1.2.3.2. Les principales stratégies d'évaluation économique des dommages dus aux pollutions

De manière générale, il existe deux stratégies pour l'évaluation économique des dommages dus aux pollutions par les pesticides. La première s'appuie essentiellement sur la connaissance de l'épidémiologie des pollutions et des coûts d'opportunités liés aux effets des pollutions sur les éléments pertinents pour l'évaluation (coûts de la dégradation de l'état de santé des consommateurs, coûts de la dégradation des écosystèmes affectés par les pollutions), il s'agit de l'approche dose-réponse-coûts d'opportunité. La seconde stratégie d'évaluation s'appuie sur l'analyse micro-économique du comportement des agents économiques.

Même si ces approches reposent sur des techniques a priori très différentes, elles conduisent à des calculs similaires pour l'évaluation des effets des pollutions sur les activités de production, le cas le plus simple.

L'approche dose-réponse-coûts d'opportunité

L'approche dose-réponse-coûts d'opportunité s'articule autour de deux éléments. Il s'agit d'une part d'études épidémiologiques ou toxicologiques visant à cerner les liens existants entre les pollutions (de l'eau, des aliments...) et leurs effets sur les éléments pertinents de l'évaluation (santé humaine, composition des écosystèmes...) à travers l'établissement d'une fonction dose-réponse. Elle repose d'autre part sur le calcul d'un équivalent monétaire des différents éléments pertinents de l'évaluation.

Par exemple, si les effets toxiques de la présence de pesticides des aliments sont connus et lorsque la distribution de la consommation de ces aliments est connue, alors il est possible de calculer l'exposition des consommateurs aux pesticides et donc les effets potentiels de cette exposition sur la santé de ces consommateurs. Lorsque ces effets sanitaires sont connus, il « suffit » alors d'évaluer économiquement la dégradation de la santé des consommateurs : pertes de rémunération, coûts pour l'assurance sociale (médicaments, visites médicales, remboursement des assurances-maladie...).

Cette méthode a l'avantage d'être opérationnelle même lorsque les consommateurs ne sont pas conscients d'être exposés à certaines pollutions.

Mais plusieurs problèmes sont associés à l'utilisation de cette stratégie d'évaluation. En particulier, elle implique l'utilisation d'une quantité importante de données et de connaissances. Les fonctions dose-réponse nécessaires à beaucoup d'évaluations ne sont pas disponibles.

En outre, dans cette approche les évaluations monétaires de la dégradation de l'état de santé des personnes exposées sont réalisées par la méthode des coûts d'opportunité : coût des soins médicaux et rémunérations perdues le cas échéant, ce qui en limite la portée.

En effet, aussi sophistiqués soient-ils ces calculs négligent deux aspects liés au comportement des consommateurs. Dans bien des cas les consommateurs peuvent réduire leur exposition aux risques liés aux pesticides dans une logique d'auto-protection. Dans le cas des biens alimentaires, ils peuvent par exemple se procurer des biens substitués des biens dont ils suspectent la qualité. Ils peuvent également nettoyer les aliments afin d'éliminer certains facteurs de risque. Ces opérations engendrent des coûts, nommés dépenses de protection, qui visent à éviter la dégradation de l'état de santé et, par voie de conséquence, rendent inappropriée l'évaluation par les coûts d'opportunité.

De même, la méthode des coûts d'opportunité néglige la question des désagréments liés à la dégradation de l'état de santé des consommateurs. Elle ne considère que les conséquences monétaires en termes de rémunérations perdues et de soins médicaux. Or, la douleur ou la perte de bien-être engendrées par certains symptômes doivent aussi être évalués.

Cette méthode est également difficilement applicable pour l'évaluation des effets des pollutions sur l'environnement, tout au moins directement. En effet, si l'effet des pollutions sur une population de poissons est connu, comment évaluer économiquement la perte d'une partie de cette population ?

Il est parfois possible de s'appuyer sur les coûts liés à la restauration de la qualité de l'environnement. Mais cette approche peut s'avérer discutable. En effet, le coût de la restauration de la qualité de l'environnement n'est pas équivalent aux bénéfices que les citoyens retirent d'un environnement protégé. Le coût de restauration dépend des opportunités techniques disponibles et de leur coût, les bénéfices que retirent les citoyens de la qualité de l'environnement ne dépend que du niveau de cette qualité et de leur motivation pour la protection de cette qualité, *i.e.* de leurs préférences.

Le principal avantage de l'approche économique pour l'évaluation des dommages des pollutions est justement de ne chercher qu'à s'appuyer sur les préférences des citoyens.

L'approche économique

Afin d'intégrer à la méthode d'évaluation les aspects liés aux comportements des consommateurs, une alternative à la stratégie présentée ci-dessus a été proposée par les économistes. Elle trouve ses fondements dans la théorie microéconomique du consommateur dont la formalisation mathématique rigoureuse permet la construction de modèles particulièrement adaptés aux questions que posent l'évaluation monétaire des effets non-marchands des pollutions (voir, *e.g.*, Freeman (1993) ou Hanneman (1999) pour un exposé complet de cette approche).

Schématiquement, ces modèles reposent sur trois hypothèses fondamentales :

- les consommateurs sont des agents rationnels qui cherchent à optimiser leur bien-être,
- les consommateurs sont les seuls juges de leur niveau de bien-être

et :

- l'ensemble des éléments qui participent à leur bien-être sont, tout au moins dans une certaine mesure, substituables.

Sous ces hypothèses, toute mesure économique d'un changement du contexte dans lequel évolue le consommateur est fondée sur la variation de bien-être du consommateur induite par ce changement. L'hypothèse de substituabilité, qui est au cœur de la notion de valeur économique, implique que les consommateurs sont capables d'établir des arbitrages entre les biens et services qui leur sont proposés. De manière générale, les économistes mesurent la valeur attribuée par un agent économique (consommateur ou producteur) à un bien *via* le prix qu'il est prêt à payer pour l'obtenir. Plus le consommateur est intéressé par un bien, plus il est prêt à payer un prix élevé pour l'obtenir, *i.e.* plus il est prêt à réduire sa consommation d'autres biens pour obtenir le bien en question. De ce point de vue, l'approche économique s'appuie sur le fait que les choix économiques des citoyens révèlent leurs préférences.

Par exemple, si un consommateur est intéressé par la protection de certains poissons, le fait que la population de poissons soit protégée lui procure un certain bien-être et le fait que cette population soit réduite diminue son niveau de bien-être. La différence de niveau de bien-être de ce consommateur entre la situation où la population de poissons est protégée et celle où elle ne l'est pas peut être mesurée économiquement par le consentement à payer de ce consommateur pour que la population de poissons soit protégée. En ce sens, ce consommateur réalise un arbitrage entre utiliser une partie de son revenu pour protéger la population de poissons ou utiliser cette part de revenu pour se procurer d'autres biens. Il est d'autant plus enclin à « sacrifier » une partie de son revenu pour la protection de l'environnement que cet objectif lui tient à cœur, quelles qu'en soient les raisons.

L'estimation concrète du consentement à payer des consommateurs pour la protection de l'environnement peut être réalisée selon diverses méthodes.

Ces méthodes peuvent s'appuyer sur l'observation des comportements de loisir des individus : un pêcheur consentira d'autant plus de dépenses pour aller pêcher sur un site (temps de trajet, temps passé sur le site, dépenses spécifiques) que ce site est poissonneux. Aussi le surcroît de dépenses qu'il consent pour profiter d'un site dont la population de poissons augmente permet de mesurer (en utilisant des calculs appropriés) le bénéfice qu'il retire d'une augmentation de la population de poissons. Les méthodes s'appuyant sur l'observation des comportements des individus ne permettent de mesurer que les valeurs d'usage de l'environnement (la valeur des aménités environnementales).

Pour la mesure de la valeur d'existence de l'environnement, valeur qui n'est associée à aucun usage actuel de l'environnement, seules des méthodes de questionnement direct des individus peuvent être utilisées. Les économistes ont développé deux méthodes de questionnement direct : l'évaluation contingente (voir, *e.g.*, Hanemann, 1999) ou l'analyse conjointe (voir, *e.g.*, Louvière, Hensher et Swait, 2000).

Le principe général de ces méthodes est relativement simple : il consiste à présenter un scénario d'amélioration (ou de dégradation) de la qualité de certains éléments de la qualité de l'environnement

et de questionner les individus enquêtés sur leur consentement à payer (ou à recevoir) pour obtenir cette amélioration (pour accepter de subir cette dégradation).

Bien entendu, ces méthodes s'avèrent séduisantes en raison de leur simplicité de principe mais doivent être utilisées avec précaution (voir, *e.g.*, Freeman, 1993 ; Carson, Florès et Mitchell, 1999). Leur principal défaut est de ne reposer que sur des situations et des choix hypothétiques. Il convient donc de s'assurer que les individus enquêtés ont bien compris les questions posées, qu'ils donnent des réponses qui ne sont pas biaisées par la forme du questionnaire ou pour des raisons stratégiques... Ces méthodes sont actuellement en plein développement car les recherches dont elles font l'objet répondent à la demande des pouvoirs publics pour l'évaluation économique de la qualité de l'environnement en général (voir, *e.g.*, Bateman et Willis, 1999).

De manière générale, le consentement à payer d'un consommateur pour une amélioration de la qualité sanitaire des aliments conventionnels ou de l'eau potable mesure les bénéfices que ce consommateur retire de :

- l'évitement de dépenses de soins médicaux et des pertes de rémunérations (lorsqu'il n'est pas parfaitement assuré),

et :

- de la diminution ou de l'élimination des désagréments d'une intoxication éventuelle.

En effet, les consommateurs peuvent éviter la consommation de produits qu'ils estiment « dangereux » en se procurant des substituts plus chers et mais certifiés sans résidus de pesticides. En ce sens les consommateurs désirant éviter de consommer des produits contenant des résidus de pesticides consentent à certaines dépenses de protection (*averting expenditures*).

Aussi les sur-coûts liés aux achats d'eau en bouteille peuvent en partie être analysés comme une évaluation du coût des pollutions de l'eau potable par les pesticides pour les consommateurs d'eau de boisson.

La substitution entre les produits alimentaires conventionnels et ceux issus de l'agriculture biologique peut être, dans une certaine mesure, analysée selon la même logique.

Pourtant l'évaluation des effets des pollutions par les pesticides affectant les activités de consommation est assez délicate. En effet, l'évitement des pesticides n'est pas la seule motivation des consommateurs pour l'achat de produits de l'agriculture biologique ou d'eau en bouteille. Les produits de l'agriculture biologique peuvent également être achetés pour des motivations altruistes envers la protection de l'environnement ou pour des raisons gustatives... L'eau en bouteille peut être achetée par goût ou en raison de la présence d'autres polluants que les résidus de pesticides dans l'eau potable. Cette évaluation pose donc des problèmes d'identification des seuls effets des pesticides difficilement surmontables avec les données décrivant les comportements d'achats observés, *i.e.* en utilisant les données issues des enquêtes de consommation usuelles qui décrivent les achats mais pas leurs motivations.

Là encore les méthodes de questionnement direct offrent des opportunités d'évaluation intéressante du consentement à payer des consommateurs pour bénéficier de produits sans résidus de pesticides, *i.e.* pour l'estimation de la valeur économique des effets des pollutions par les pesticides sur l'eau potable ou les produits alimentaires telle qu'elle est perçue par les consommateurs.

Ces méthodes ont été utilisées pour l'évaluation des consentements à payer des consommateurs pour obtenir des produits garantis « sans résidus de pesticides ».

Complémentarité des deux approches

L'approche économique et la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité sont complémentaires d'un point de vue méthodologique. D'une part, l'approche économique permet d'estimer la valeur économique de dommages qui peut éventuellement être utilisée dans le cadre d'une étude utilisant des fonctions dose-réponse. D'autre part, les méthodes d'évaluation par questionnement direct développées par les économistes peuvent utiliser des fonctions dose-réponse pour construire les scénarii soumis aux individus enquêtés.

L'approche économique et la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité sont cependant surtout complémentaires du point de l'information qu'elles produisent dans l'optique d'une décision publique.

En effet, par construction la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité permet d'apporter des éléments d'information relatifs aux effets des pollutions sur les dépenses publiques. En effet, les valeurs économiques que cette méthode utilise concernent :

- les coûts des intoxications par les pesticides en matière de soins médicaux, la compensation des pertes de salaire...

et/ou :

- les coûts de la restauration des écosystèmes...

La plupart de ces coûts sont subis par la collectivité, tout au moins en France.

L'approche économique est elle centrée sur les préférences des membres de la société. Elle permet d'estimer :

- la valeur attribuée par les consommateurs à la réduction de la présence de résidus dans les produits de consommation

et/ou :

- la valeur que les consommateurs attribuent à la protection de l'environnement.

Même si les estimations de ces valeurs peuvent être biaisées parce que les consommateurs ne sont pas des experts de la toxicité/écotoxicité des pesticides, elles donnent des indications claires quant aux priorités des consommateurs sur la question des pollutions par les pesticides.

5.1.2.3.3. L'évaluation économique des dommages dus aux pollutions par les pesticides et ses limites

L'évaluation des dommages dus aux pollutions par les pesticides est actuellement très parcellaire. En effet, étant donné que ces dommages dépendent des pesticides eux-mêmes, des médias de leurs pollutions ou encore des victimes de ces pollutions, une évaluation systématique est impossible, ne serait-ce que parce qu'elle serait très coûteuse.

Bien entendu, des évaluations réalisées dans un contexte donné peuvent parfois être utilisées dans un autre contexte mais ces possibilités sont somme toute limitées. Par exemple l'effet potentiel des résidus de pesticides présents dans des produits agricoles consommés frais (fruits, légumes...) peut être très différent des résidus de pesticides présents dans des produits agricoles transformés. De même, la valeur qu'un individu attribue à la protection de l'environnement dépend de la sensibilité de cet individu. Cette sensibilité varie en fonction de l'âge de ces individus, de leur éducation, de leur nationalité...

Ensuite, l'évaluation des dommages dus aux pesticides est « techniquement » difficile car la dynamique des pollutions par les pesticides dans l'environnement et dans l'alimentation est très variée et dépend de nombreux facteurs. Aussi les études épidémiologiques de ces produits sont très exigeantes en matière de données et de connaissances techniques. La dynamique des pollutions par les pesticides dépend :

- des caractéristiques des pesticides (durée dégradation, nature des résidus de dégradation...),
- des caractéristiques de l'environnement (physique, climatique, écosystème...) dans lequel ces produits sont utilisés

ou encore :

- des caractéristiques des produits et de leur utilisation (nature du produit, transformation éventuelle, fréquence de consommation...).

De fait, la majeure partie des études épidémiologiques des effets des pesticides sur la santé humaine concernent les individus les plus exposés à ces produits : les agriculteurs, les salariés agricoles et les employés de l'industrie phytosanitaire. Les effets d'ingestions chroniques sur une longue période de petites quantités de pesticides sont eux très difficiles à identifier.

En outre, même en supposant ces effets connus et identifiés, leur évaluation économique demeure concrètement difficile pour les raisons évoquées dans la sous-section précédente. Par exemple la consommation d'eau en bouteille des ménages ne s'explique pas uniquement par la volonté de ces ménages d'éviter une intoxication par les pesticides. L'utilisation des méthodes de questionnaire directe des consommateurs est délicate et coûteuse.

Enfin, certains calculs s'avèrent délicats, ne serait-ce que d'un point de vue éthique ou philosophique. L'exemple de la « valeur économique » d'une vie humaine est à cet égard assez éclairant. En effet, la simple idée d'attribuer une valeur à une vie humaine peut paraître *a priori* choquante. Mais, de fait, certaines décisions courantes posent explicitement le problème du calcul de la valeur d'une vie humaine ou imposent des arbitrages entre des vies humaines et des considérations d'ordre économique.

Par exemple, le calcul du dédommagement d'une famille dans le cas de perte d'un parent renvoie aux calculs des compagnies d'assurance qui, qu'on le veuille ou non, donnent un « prix » à la vie humaine. De la même manière, certains salariés acceptent sciemment de mettre en jeu leur santé, voire leur vie, pour bénéficier d'une prime de salaire. Enfin, les choix budgétaires de l'Etat, tels que la construction d'autoroutes, ou de passages à niveau, impliquent souvent de tels arbitrages. Nous verrons par la suite (section 5.1.5.) qu'adopter une approche coût/bénéfice dans les procédures d'homologation des nouvelles matières actives revient implicitement à accorder une valeur économique à des événements graves comme des cancers.

On peut regretter que ces arbitrages existent, mais il serait dangereux de ne pas admettre leur existence dans le cadre d'une analyse sérieuse de certains choix individuels ou publics. Une attitude raisonnable consiste à considérer que puisque ces arbitrages sont nécessaires, autant qu'ils soient explicités et transparents.

Les questions liées à la préservation de l'environnement posent des problèmes similaires, notamment lorsqu'on considère la valeur patrimoniale de l'environnement, *i.e.* la valeur de l'environnement qui sera légué aux générations futures.

5.1.2.4. Les limites du choix économique des mesures de politiques de régulation des pollutions

S'il apparaît séduisant en théorie, le cadre d'analyse micro-économique s'avère néanmoins et malheureusement difficile à utiliser en pratique, pour deux raisons essentielles.

Définir les niveaux de pollution offrant le meilleur compromis dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices suppose, au minimum, que les coûts de ces pollutions soient évalués. Or la sous-section précédente montre que l'estimation de ces coûts est concrètement difficile.

Ensuite, certains choix méthodologiques sont controversés car ils impliquent d'autres dimensions que la seule dimension scientifique. Comme beaucoup de politiques publiques, la régulation des pollutions soulève des questions relevant de la sphère politique. La plupart des politiques de régulation des pollutions font des « perdants » et des « gagnants » parmi les agriculteurs, les consommateurs, les consommateurs pauvres, les consommateurs aisés, les contribuables... De même, les effets potentiels des pesticides sur la vie humaine ou sur l'état de l'environnement que notre génération lèguera aux générations futures soulèvent des questions d'ordre éthique ou philosophique.

Dans ce contexte, les micro-économistes adoptent alors souvent le point de vue défendu par Arrow *et al.* (1996) selon lequel il revient à l'Etat, en tant que représentant élu des citoyens, de définir les objectifs de réduction des pollutions à atteindre dans l'intérêt général,⁹ la tâche des économistes devant alors se limiter à :

- analyser les arbitrages en jeu (mettre en évidence les mécanismes économiques à l'œuvre et identifier les potentiels « gagnants » et « perdants ») et évaluer, dans la mesure du possible, les éléments pertinents pour aider la décision publique quant aux objectifs à atteindre, *i.e.* évaluer les effets de l'atteinte de l'objectif sur les revenus des agriculteurs (par catégories éventuellement), sur les consommateurs (par catégories éventuellement)...

et :

- définir les politiques permettant d'atteindre l'objectif fixé au moindre coût pour l'ensemble de la société.

⁹ Les questions évoquées sont relatives aux questions théoriques soulevées par le choix social (voir, e.g., Salanié 1998). Même si elles seront inévitablement abordées, sous une forme ou sous une autre, dans la suite de ce rapport leur exposé complet sort largement du cadre de cette expertise.

L'objectif des économistes est donc d'éclairer au mieux les décisions de l'Etat, lequel décidera d'accorder plus ou moins de poids aux différents éléments dont il dispose.

Par exemple, s'il estime que les évaluations des bénéfices que tire la société de la protection de l'environnement sont sous-estimées car elles omettent de fait certains éléments d'évaluation importants, l'Etat pourra attribuer un poids relativement plus important aux arguments en faveur de la protection de l'environnement lors de ses décisions. *A contrario*, un Etat peu choisir des objectifs environnementaux relativement peu ambitieux quant aux pollutions d'origine agricole s'il estime que les objectifs d'auto-suffisance alimentaire ou de prix agricoles modérés sont prioritaires pour ses citoyens.

Il est cependant important de rappeler que, même si le calcul économique ne permet pas de donner les objectifs à atteindre, il n'en reste pas moins que les objectifs définis par les pouvoirs publics reposent (ou devraient reposer ?) sur des arbitrages analogues à ceux qui fondent le calcul économique. En fait, dans le cas de la gestion des problèmes de pollution, prendre des décisions dans l'intérêt général revient à trouver le meilleur compromis possible entre les pertes des uns et les bénéfices des autres.

Cette remarque met d'ailleurs en évidence un des points cruciaux liés au fonctionnement des procédures d'homologation. Sans que ces questions ne remettent en cause en quoique ce soit la probité des comités d'homologation : quelle est la nature du compromis recherché par ces comités, ces comités donnent-ils trop de poids à certains critères et pas assez à d'autres ?

5.1.2.4.1. Les effets du choix des instruments sur les autres éléments du choix social

Même en adoptant le point de vue de Arrow *et al.* (1996) qui veut que le choix des objectifs de régulation est un choix politique, la tâche des économistes n'est pas aisée dans la mesure où la notion d'arbitrage demeure cruciale dans le choix des instruments de régulation des pollutions. En fait, adopter l'approche de Arrow *et al.* (1996) pour le choix des instruments de la régulation des pollutions revient surtout à repousser le problème du choix social à une étape ultérieure. La mise en œuvre d'un instrument de politique de régulation des pollutions affecte également d'autres éléments du choix social que la stricte protection de l'environnement : la distribution des revenus, l'aménagement du territoire...

Ceci ne poserait pas de problème s'il existait (au moins) un instrument permettant d'atteindre un objectif environnemental donné et faisant l'unanimité au sein de la société. Ce n'est évidemment jamais le cas dans la pratique puisqu'il existe toujours des « gagnants » et des « perdants » suite à la mise en place d'un instrument de régulation. L'utilisation d'approches telles que l'analyse coûts-bénéfices évoquée plus haut pour la définition des instruments optimaux est discutable dans la mesure où elle repose sur un critère de choix social plus ou moins arbitraire. Cette approche est basée sur le critère de la valeur nette créée par l'utilisation des instruments considérés, *i.e.* sur l'agrégation simple des effets évalués.

Dans le cas des pesticides, pour comparer les effets de différents instruments permettant d'atteindre un niveau donné de pollution, il convient de mesurer les effets de ces instruments sur les revenus de la filière des produits phytosanitaires, du secteur agricole et du secteur agro-alimentaire ; sur le budget alimentaire des ménages ; voire sur le budget de l'Etat... Une société donnée peut attribuer une valeur positive à la distribution plus ou moins équitable des revenus, au plein emploi ou à une répartition harmonieuse de l'activité économique sur un territoire. Cette valeur est mesurable en théorie, mais n'est pas effectuée en pratique, pour les mêmes raisons que celles qui expliquent que toute la valeur attribuée par la société à la protection de son environnement ne peut être mesurée.

Aussi, un Etat peut préférer une politique de subvention des pratiques économes en pesticides à une politique de taxation des pesticides s'il estime qu'il convient de protéger l'environnement tout en protégeant le revenu des agriculteurs pour des arguments d'aménagement du territoire.

Le critère de l'analyse coût-bénéfice standard ne peut être satisfaisant s'il n'intègre pas correctement les éléments pertinents du choix social. Donc dans le cas du choix des instruments de politique de

régulation comme dans le cas des objectifs environnementaux à atteindre, l'économiste doit aussi se concentrer sur l'analyse des arbitrages en jeu (mettre en évidence les mécanismes économiques à l'œuvre et identifier les potentiels « gagnants » et « perdants ») et évaluer, dans la mesure du possible, les éléments pertinents pour aider la décision publique quant aux objectifs à atteindre.

5.1.2.4.2. Contraintes sur le choix des instruments et objectifs environnementaux

Distinguer l'objectif des moyens à mettre en œuvre pour atteindre cet objectif est commode d'un point de vue pédagogique et s'avère surtout intéressant dans des cas simples. Cette séparation des objectifs et des moyens est très difficile pour la régulation des pollutions lorsque cette régulation peut avoir des effets significatifs sur le fonctionnement de l'ensemble de l'économie (Bovenberg et Goulder, 2002).

Dans le cadre des modèles théoriques les plus simples, il est possible de régler tout problème de pollution sans faire de perdant, tout au moins d'un point de vue financier. Il suffit par exemple de taxer l'émission polluante de manière à ce que les pollueurs les réduisent à un niveau optimal et d'effectuer des transferts forfaitaires (*lump sum*) de ceux qui bénéficient de la réduction des pollutions (les victimes et le budget de l'Etat) vers ceux qui en pâtissent (les pollueurs).

Ces transferts sont en théorie toujours possibles. Puisque le niveau de pollution choisi est optimal, il satisfait le critère de l'analyse coût-bénéfice et les pertes agrégées des pollueurs sont nécessairement inférieures aux gains des victimes. Cette idée des transferts forfaitaires est à l'origine du critère de compensation de Kaldor/Hicks.

Pourtant, les transferts forfaitaires visant à compenser les « perdants » sont peu utilisés en pratique : ils peuvent être très coûteux à mettre en place et peuvent être jugés peu acceptables d'un point de vue politique. En tout cas ils sont incompatibles avec le critère pollueur-payeur dans le cadre d'une régulation de problème de pollution.

Cette impossibilité des transferts forfaitaires peut amener l'Etat à revoir à la baisse les objectifs des politiques environnementales. Le fait de s'interdire l'utilisation des transferts forfaitaires empêche de mettre en place une politique optimale (*first best*) de régulation des pollutions et contraint donc à chercher une politique de second rang (*second best*) du point de vue de son efficacité économique.

Ce résultat est en fait de portée plus générale : plus le choix des instruments est contraint (pour une raison ou une autre), plus il est difficile d'atteindre une solution optimale au niveau de la régulation d'un problème.

Les réformes récentes de la PAC offrent cependant des perspectives intéressantes de ce point de vue. L'ancien système d'aide aux revenus des producteurs de grandes cultures européens était fondé sur des instruments de soutien des prix. En vertu de l'application du principe du découplage des aides vis-à-vis des niveaux de production imposé par les accords signés par l'UE à l'OMC, ce système est maintenant transformé en un système de soutien des revenus par le versement d'aides directes aux producteurs européens de grandes cultures. Ce système s'apparente à un système de transferts forfaitaires.

Si le niveau actuel des pollutions par les pesticides est tel qu'il justifie une intervention de l'Etat, il est possible de considérer que le niveau actuel des prix des pesticides est insuffisant pour inciter les agriculteurs à utiliser ces produits dans des limites conformes à l'intérêt général. Aussi continuer à maintenir les prix des pesticides à leur niveau actuel peut être interprété comme une aide implicite aux revenus des agriculteurs. Dans la même logique que celle qui a prévalu lors de la réforme du système de soutien du revenu des producteurs de grandes cultures, un système de transferts forfaitaires pourrait être mis en place pour compenser les effets d'un système de taxation du prix des pesticides sur les revenus des agriculteurs. Dans un cas comme dans l'autre, un système d'aides directes remplace un système d'aides *via* les prix.

Bien entendu, le raisonnement conduit ci-dessus est quelque peu caricatural mais il permet de mettre en évidence deux points importants :

- le principe des transferts forfaitaires est déjà plus ou moins utilisé pour le soutien des revenus agricoles

et :

- l'effet négatif des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur le revenu des agriculteurs ne peut justifier une réduction significative des objectifs de cette régulation ou le rejet de l'utilisation de taxes sur les pesticides.

Il est en effet possible de réduire significativement les pollutions par les pesticides tout en maintenant les revenus agricoles à leur niveau actuel, et ce même en utilisant un système de taxation. En effet, il suffit pour cela de mettre en place un système de compensation de l'augmentation du prix des pesticides similaire à celui déjà utilisé pour le soutien du revenu des producteurs de grandes cultures.

5.1.2.5. Les principaux leviers utilisables pour la réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides

Les effets avérés ou potentiels des pesticides sur la santé humaine et sur la qualité de l'environnement sont actuellement jugées comme étant trop importantes par l'Union Européenne et la plupart de ses membres.

Dans le cas où les pouvoirs publics définiraient les objectifs à atteindre, il conviendrait alors de définir les mesures à prendre de manière à atteindre ces objectifs au moindre coût pour la société. C'est le second objet des travaux des économistes dans le domaine de l'économie de l'environnement.

5.1.2.5.1. Les deux principaux leviers : agir sur la qualité et les quantités des produits utilisés

Etant donné que les pesticides sont par essence des produits toxiques et donc que toute matière active libérée dans l'environnement est susceptible de créer des dommages, les deux leviers d'action dont dispose l'Etat sont :

- d'une part, la réduction de la toxicité/écotoxicité des produits mis sur le marché

et :

- d'autre part, la réduction de l'utilisation des pesticides autorisés.

Cette approche, adoptée par beaucoup d'économistes ayant étudié la question de la régulation des pesticides (Lichtenberg, 2004 ; Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1998) et des pollutions en général (Stavins, 2003) tend à négliger, peut-être à tort, le rôle des mesures visant à limiter les transferts des pesticides dans l'environnement.

Ce parti pris est cependant plus lié à un principe de parcimonie et de régulation du problème à la source qu'à une véritable sous-évaluation du problème des transferts. En effet, limiter directement les utilisations diminue mécaniquement les transferts. Aussi il n'est pas forcément nécessaire de dépenser des ressources pour limiter les transferts des pesticides si des mesures sont mises en place pour limiter leur utilisation.

En outre, les principaux problèmes de transfert sont déjà plus ou moins régulés par des interdictions d'utilisation, *i.e.* des normes très strictes d'utilisation appliquées localement (sur des périmètres relativement restreints en France, sur des périmètres plus conséquents au Danemark par exemple). Le dispositif des bandes enherbées instauré par la PAC pour les grandes cultures entre dans ce cadre, même si son efficacité peut être critiquée.

Enfin, ce parti pris illustre également sûrement deux autres éléments de l'analyse des économistes spécialistes des pesticides :

- Ces derniers ne privilégient pas les objectifs de protection de l'environnement par rapport à ceux de protection de la santé publique. Aussi, pour eux, toute molécule utilisée se retrouve soit dans l'environnement, soit dans ou sur les produits agricoles.
- L'effet des pesticides dépend certes des phénomènes de transfert mais ces derniers sont déjà plus ou moins partiellement pris en compte au niveau de l'analyse de la toxicité et de l'écotoxicité des produits (dont la demie-vie des matières actives est un élément essentiel). Aussi, travailler par « classes » de produits phytosanitaires permet de tenir compte, tout ou moins partiellement, des phénomènes de transferts.

Le premier levier (réduction de la toxicité/écotoxicité) est d'ordre qualitatif, le second (réduction de l'utilisation) est d'ordre quantitatif. Dans le premier cas il s'agit de jouer sur le comportement des producteurs de pesticides et des agriculteurs. Dans le second cas, il s'agit de jouer le comportement des agriculteurs.

5.1.2.5.2. Les principaux types d'études économiques relatives à la régulation des pollutions par les pesticides

Il est maintenant largement admis que les procédures de contrôle des mises en marché des produits phytosanitaires est l'instrument le plus efficace pour réguler l'offre des pesticides d'un point de vue qualitatif. Mis à part un aménagement des critères pour l'homologation de ces produits ou un accroissement des financements publics pour stimuler l'effort de recherche dans ce domaine, aucun autre instrument n'est réellement envisagé.¹⁰

De même, le fait que la réduction des dommages créés par les pesticides repose essentiellement sur la réduction de l'utilisation de ces produits est un avis largement partagé. C'est au niveau de la définition des instruments d'incitation à la réduction de l'utilisation agricole des pesticides que les travaux des économistes ont été les plus nombreux, les plus variés mais également les plus controversés. L'essentiel de ces travaux peut être réparti en deux groupes.

Le premier englobe les travaux visant à comparer les différents instruments à la disposition des pouvoirs publics pour la réduction des émissions polluantes. Le critère de comparaison utilisé est l'efficacité, l'atteinte de l'objectif fixé au moindre coût, mais d'autres critères sont parfois considérés (acceptabilité politique...). La plupart de ces travaux ne sont pas spécifiques aux pesticides et beaucoup d'entre eux ne donnent que des conclusions d'ordre théorique. Cependant beaucoup de ces travaux sont suffisamment généraux pour s'appliquer aux problèmes de pollutions liés à l'utilisation de ces produits. Les principaux résultats de ces études sont présentés et utilisés dans la partie 5.4.

Le second groupe de travaux regroupe les études d'économistes agricoles concernant l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. La majeure partie de ces études vise à mettre en évidence un aspect particulier de l'utilisation des intrants par les agriculteurs afin d'en tirer des conclusions en matière de régulation. Les études recensées ici s'appuient sur une formalisation micro-économique des choix de protection phytosanitaire des agriculteurs. Tous concernent le comportement des agriculteurs et s'attachent soit à définir des mesures applicables par les pouvoirs publics pour inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides chimiques, soit à montrer pourquoi certaines mesures s'avèrent peu pertinentes dans cette optique. Ces travaux sont présentés dans les parties 5.2 et 5.3.

5.1.2.6. Remarques conclusives : choix politiques et économie politique

L'analyse micro-économique des pollutions s'appuie essentiellement sur la notion d'arbitrage économique entre les intérêts des « pollueurs », des « victimes » des pollutions et des autres membres de la société (ne serait-ce que parce qu'ils sont contribuables) pour tenter de définir les objectifs environnementaux à atteindre. Ensuite, elle se base sur une analyse du comportement économique des « pollueurs » pour définir les instruments de régulation visant à leur faire adopter des comportements permettant d'atteindre les objectifs fixés, *i.e.* des comportements plus conformes à l'intérêt général.

Cependant, le raisonnement utilisé ici peut être inversé pour non plus tenter de proposer des objectifs et des instruments mais pour analyser les choix des pouvoirs publics. C'est la logique de l'économie

¹⁰ La possibilité de rendre l'industrie phytosanitaire responsable des dommages dus à l'utilisation de ses produits est une solution théoriquement envisageable, mais inadéquate comme cela sera vu plus en détail par la suite. Les effets des pesticides sont potentiellement irréversibles et, qui plus est, peuvent éventuellement survenir à grande échelle. Aussi, il est difficile d'envisager que l'Etat n'agisse qu'*a posteriori*, *i.e.* après l'occurrence d'un accident grave, afin d'obliger les firmes à réparer les dommages créés, ne serait-ce que d'un point de vue politique.

politique dont les principaux enseignements en matière de politique environnementale sont présentés par Baumol et Oates (1988).

Ainsi, il est possible d'inférer, dans une certaine mesure, certains déterminants (implicites) des choix des pouvoirs publics en matière d'environnement à partir de leurs choix en matière de politique environnementale.

Par exemple, si les pouvoirs publics se fixent des objectifs environnementaux peu ambitieux, deux arguments peuvent être avancés pour expliquer ce choix, séparément ou simultanément. En théorie ces deux arguments sont intimement liés mais ils seront présentés séparément par souci de simplicité.¹¹

5.1.2.6.1. La question de l'évaluation des « pertes » et « bénéfices » liés à l'objectif environnemental envisagé

D'une part, les pouvoirs publics se fixent des objectifs environnementaux peu ambitieux s'ils considèrent que les dommages liés aux pollutions sont limités en comparaison des pertes subies par certains secteurs de l'économie si des mesures de régulation devaient être mises en place, ce qui est conforme à la logique de l'analyse coûts/bénéfices. Ceci semble s'appliquer plus particulièrement au secteur agricole.¹²

Il est évident que toute mesure de réduction des émissions polluantes est potentiellement coûteuse pour les agriculteurs (et le secteur des pesticides). Néanmoins concernant ces coûts, il convient de prendre garde à ce que le débat ne soit pas faussé par la sous-évaluation des possibilités d'ajustement du secteur agricole à moyen et long terme. Se fixer des objectifs environnementaux ambitieux et raisonner dans une logique de court terme conduit à surestimer artificiellement les pertes économiques liées à l'atteinte de ces objectifs. Cette question rejoint celle de la dépendance technique et économique de l'agriculture vis-à-vis des pesticides. Si cette dépendance semble évidente actuellement, elle peut être réduite à moyen et long terme pour peu qu'on s'en donne les moyens et qu'on agisse de manière cohérente afin de limiter au maximum l'ampleur des moyens financiers mis en œuvre. L'exemple danois, présenté dans la section 5.1.4, en atteste.

Parallèlement, le fait que certains dommages des pollutions soient difficilement évaluables ne doit pas masquer le fait que ces dommages existent. Là encore, l'horizon considéré est important puisque les dommages les plus difficilement évaluables sont ceux qui sont susceptibles d'apparaître à long terme.

5.1.2.6.2. Les autres éléments du débat public et le poids des différents acteurs dans la décision publique

D'autre part, les pouvoirs publics peuvent bel et bien limiter les objectifs environnementaux parce qu'ils accordent un poids relatif important aux « perdants » de la mise en place des politiques de régulation des pollutions. En d'autres termes, la question qui se pose est la légitimité de cette pondération entre « perdants » et « gagnants ».

Les pouvoirs publics peuvent adopter cette pondération dans une logique purement électoraliste lorsque les « perdants » potentiels de la régulation sont mieux organisés que les « gagnants ». Bien entendu, dans ce cas la pondération adoptée a peu de légitimité dans le cadre d'un processus démocratique. Cette question est par ailleurs très liée à celle relative à la mise en place d'objectifs de long terme. En effet, les objectifs électoraux sont souvent peu compatibles avec la mise en place de politiques de long terme.

Néanmoins un Etat peut légitimement accorder un poids relatif plus important aux arguments en faveur de la protection de l'environnement pour tenir compte la sensibilité environnementale de la société

¹¹ Ce point rejoint la difficulté de la détermination des fonctions de choix social lorsque les préférences des membres de la société ne sont pas correctement définies ou révélées (i.e., lorsque tous les éléments pertinents dans l'explication du choix social n'ont pas été mesurés).

¹² Cet argument est généralement renforcé par des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Si certains de ces arguments sont pertinents, d'autres sont plus discutables et en tous cas alimentent la confusion du débat autour de la définition des politiques agri-environnementales. Ce point est brièvement évoqué plus bas.

qu'il représente. En effet, la sensibilité environnementale d'une société ne peut qu'être partiellement reflétée dans les évaluations des bénéfices de la protection de l'environnement qui ne concernent souvent que les effets marchands de cette protection. Dans ce cas, la pondération adoptée par l'Etat sert de correction aux défauts de l'évaluation.

Dans cette logique de correction, les pondérations utilisées par les pouvoirs publics peuvent également servir à tenir implicitement compte d'autres éléments du débat social que ceux relatifs aux pollutions. En effet, le débat se cristallise souvent autour de la seule question des pollutions mais, comme cela a été vu précédemment, d'autres éléments du choix social peuvent être affectés par les mesures de régulation des pollutions. S'ils ne sont pas évalués, la prise en compte de ces éléments s'opère implicitement à travers l'ajustement des poids relatifs des différentes « pertes » et « bénéfices » évalués. Dans le cas des pollutions d'origine agricole, ces questions du débat actuel sont relatives au rôle de l'agriculture dans le développement rural, dans l'aménagement du territoire, voire dans la sécurité alimentaire. Le fait d'accorder un poids implicite plus important aux agriculteurs s'appuie généralement sur des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Cette question fait encore l'objet d'intenses débats mais commence à être clarifiée (Abler, 2004 ; Guyomard et Le Bris, 2003). Elle est abordée dans la partie 4 mais deux remarques s'imposent néanmoins à ce stade.

D'une part il convient de s'assurer que ces arguments ne servent pas à « légitimer » des politiques « électoralistes » favorisant certaines catégories d'agents.

D'autre part, il est utile de garder à l'esprit le théorème de Tinbergen (1952) qui dit schématiquement ceci : un instrument par objectif.¹³ Par exemple, si l'Etat souhaite trouver une solution au problème des pollutions d'origine agricole tout en préservant le revenu des agriculteurs, il se fixe en fait deux objectifs : la réduction des pollutions et le soutien du revenu des agriculteurs. Il peut décider de ménager la chèvre et le chou en instaurant une taxe à taux modéré sur le prix des intrants polluants. Cependant, des arguments de type économique permettent de montrer très simplement qu'il est généralement plus efficace d'instaurer une taxe à taux élevé (en tous cas à taux suffisamment élevé pour atteindre l'objectif environnemental fixé) et de soutenir le revenu des agriculteurs par un système d'aides directes découplées (partiellement finançable par le revenu de la taxe). Les réformes les plus récentes de la PAC vont dans cette direction.

¹³ La pertinence de ce théorème peut cependant être remise en cause lorsque les coûts de transactions (Samuelson) liées à la mise en œuvre des différents instruments de régulation sont importants (Abler, 2004).

5.1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides

Afin de comprendre la situation actuelle, il peut être utile de rappeler certains aspects historiques de l'évolution de l'agriculture européenne et française. Les principales évolutions de l'utilisation des pesticides sont présentés dans le chapitre... Nous présentons ici l'analyse des mécanismes expliquant la situation actuelle, selon les économistes.

5.1.3.1. PAC, intensification et innovations induites

Mahé et Rainelli (1987) montrent que les effets de la PAC et la relative rareté de la terre au niveau européen expliquent l'essentiel de l'utilisation des intrants chimiques dans l'agriculture européenne. De manière à stimuler la production agricole européenne au sortir de la seconde guerre mondiale, les pères fondateurs de l'actuelle UE ont défini un système de soutien des prix des grandes cultures. Cette politique a porté ses fruits dans la mesure où la croissance observée de la production a été assez extraordinaire du début des années 60 aux années 90. Cependant, en raison de la relative rareté de la terre arable, les agriculteurs ont préféré adopter des pratiques culturales intensives en intrants chimiques, facteurs de production relativement moins chers que la terre. Cette évolution ne posait pas de problème tant que les problèmes de pollution par les engrais ou les pesticides étaient relativement peu importants (l'utilisation d'engrais a même été subventionnée au début des années 60) et tant que la production non-exportée n'alourdissait pas de manière trop importante les stocks européens.

A titre de comparaison, malgré un soutien des prix des produits agricoles, les agriculteurs américains n'ont pas adopté de pratiques aussi intensives que leurs homologues européens. Dans les années 90, le rendement moyen du blé tendre aux Etats-Unis était de l'ordre de la moitié de celui observé en France. Ceci peut s'expliquer par des différences de prix mais également, et vraisemblablement surtout, par la relative abondance de la terre arable aux Etats-Unis. Alors que les agriculteurs européens cherchaient à accroître leur production pour profiter de prix agricoles élevés en améliorant le rendement de leurs cultures, les agriculteurs américains pouvaient accroître les surfaces mises en cultures. Les grands pays exportateurs concurrents de l'UE pour les grandes cultures (Canada, Argentine, Brésil, Australie...) sont dans une situation similaire à celle des Etats-Unis quant à la disponibilité de la terre arable. A cela s'ajoute également un facteur structurel. La taille des exploitations agricoles est généralement plus faible dans l'UE que dans les pays qui sont ses concurrents sur les marchés agricoles. Ceci permet par exemple aux agriculteurs américains de disposer de plus d'options pour l'ajustement de ses choix productifs à l'évolution du contexte économique.

Cette analyse illustre en premier lieu l'importance du prix relatif des intrants chimiques sur celui de la production agricole dans les choix d'intensification des agriculteurs européens. En adoptant le raisonnement inverse, la baisse du prix relatif des grandes cultures par rapport aux intrants chimiques induite par les réformes successives de la PAC depuis 1992 devrait se traduire par une baisse de l'utilisation d'intrants chimiques dans l'agriculture européenne. Cette dernière semble amorcée bien que les agriculteurs européens semblent encore en phase d'adaptation de leurs pratiques.

Sur un plan relatif aux pollutions d'origine agricole, Carpentier, Guyomard et Le Mouël (1998) ont montré que le soutien des prix des grandes cultures a également eu pour conséquence la conversion de terres à ces cultures qui étaient alors très rentables. Le problème soulevé par ce phénomène dit de retournement des prairies qu'il a concerné des régions de moindre qualité pédo-climatique, ce qui a pu conduire à une dégradation rapide de la situation environnementale dans les régions concernées. Ce point illustre le fait que la répartition des activités agricoles joue un rôle important en terme de pollutions.

Par ailleurs mentionnons ici les travaux de Hayami et Ruttan (1985 et 1998) sur les effets induits par le contexte économique sur l'évolution des institutions et du progrès technique. Analysée à la lumière de ces travaux, il apparaît que la PAC a certainement joué un rôle très important au niveau de l'évolution des techniques de production agricole, des intrants chimiques et des institutions liées au secteur agricole. En particulier, le soutien des prix des grandes cultures a induit des rapports de prix très

favorables à l'utilisation des intrants chimiques par les agriculteurs, ce qui a certainement contribué au développement de la protection phytosanitaire chimique, *via* le développement de pesticides et de conseils adaptés à leur utilisations. Ce développement, initié dans le secteur des grandes cultures, a certainement eu des effets de propagation (*spillover*) sur d'autres cultures.

De même, l'assurance d'une protection phytosanitaire efficace et la disponibilité d'engrais minéraux bon marché ont certainement eu pour effet d'orienter la recherche génétique vers des semences productives, au détriment de la recherche de résistance.¹⁴

5.1.3.2. L'éventuel verrouillage technologique de l'agriculture vis-à-vis de la protection phytosanitaire chimique

Cowan et Gunby (1996) et Wilson et Tisdell (2001) analysent la dynamique du développement de la lutte chimique et tentent de montrer que ce développement a conduit à une situation de *lock in* ou verrouillage de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides. Une situation est caractérisée par un « verrouillage » technologique lorsqu'une nouvelle technologie ne parvient pas à s'imposer à une technologie déjà en place bien que cette dernière apparaisse moins rentable.

Pour Cowan et Gunby (1996) les alternatives à la lutte chimique contre les ennemis des cultures ne parviennent pas à s'imposer à la technologie déjà en place, *i.e.* la protection chimique préventive. Il convient de noter ici que l'analyse de Cowan et Gunby (1996) repose sur une hypothèse discutable : celle la supériorité économique des techniques de protection alternative à la protection chimique. Nous reviendrons sur ce point dans la partie 5.3 mais remarquons d'emblée que d'autre l'étude de Cowan et Gunby (1996) concerne essentiellement le cas de l'agriculture américaine et n'aborde la question de la rentabilité des alternatives à la lutte chimique qu'à partir de quelques exemples.

Or les pratiques des agriculteurs américains sont différentes de celles des agriculteurs français. En particulier, l'agriculture américaine est beaucoup moins consommatrice de pesticides (à l'hectare) que l'agriculture française. Il n'est donc pas garanti que les résultats obtenus dans les exemples américains sont transposables en France.

En outre, comme cela est présenté en détail dans la partie 5.3, l'évaluation de la rentabilité comparée des pratiques culturales conventionnelles et des pratiques économes en pesticides doit être réalisée avec précaution. En particulier, les pratiques économes en pesticides mobilisent, plus que les pratiques conventionnelles, des intrants dont le coût est difficile chiffrable : capital humain des agriculteurs et temps de travail nécessaire à la conception des stratégies de production et au pilotage des tactiques d'intervention. De même, les pratiques conventionnelles et des pratiques économes en pesticides peuvent être caractérisées par des risques de production différents ce qui peut être important du point de vue des agriculteurs.

Pourtant, même si l'idée de *lock in* peut paraître excessive à certains égards, Cowan et Gunby (1996) mettent en évidence des éléments importants qui peuvent expliquer les difficultés qu'éprouvent les techniques de protection alternatives pour s'imposer. Toutes sont liées à l'information (à la formation ou à des aspects plus « culturels ») des agriculteurs et/ou à des problèmes de coordination (voir partie 5.3) :

- Les techniques de lutte intégrée sont peu connues par les agriculteurs, leur adoption leur semble donc risquée. Cette incertitude peut être un frein important à l'adoption de nouvelles technologies lorsque les agriculteurs sont averses face au risque.

¹⁴ L'hypothèse des innovations induites a été testée avec plus ou moins de succès par Fernandez-Cornejo et Pho (2002) dans le cas des herbicides aux Etats-Unis. Cette hypothèse a été testée et validée empiriquement dans le cas d'autres intrants que les pesticides (capital, travail, alimentation du bétail...), voir e.g. Thirtle, Schimmelpfennig et Townsend (2002). Ces tests sont relativement difficiles à mettre en œuvre concrètement car ils reposent sur l'utilisation de données historiques dans lesquelles l'identification de l'effet d'intérêt est délicate. Ce problème d'identification est particulièrement ardu pour le secteur agricole où l'intervention publique est fréquente et peut prendre des formes très diverses.

- De même, ces techniques doivent être ajustées à l'exploitation, aux rotations culturales en place et aux conditions pédo-climatiques. Aussi pour être utilisées efficacement, ces techniques nécessitent, outre des connaissances agronomiques importantes, un processus d'apprentissage relativement important.
- Enfin, ces techniques peuvent être caractérisées par des effets de voisinage important. En particulier un adoptant peut pâtir de ce que ses voisins continuent la lutte chimique¹⁵, par exemple parce que son exploitation devient un refuge pour les insectes nuisibles. Sans coordination préalable, il est donc difficile d'inciter les agriculteurs à l'adoption. L'intérêt de la coordination est renforcé par le fait des agriculteurs voisins peuvent bénéficier des phénomènes d'imitation et d'apprentissages mutuels. Certains problèmes phytosanitaires sont gérés plus efficacement à l'échelle d'une région qu'à l'échelle d'une exploitation.¹⁶

Ces remarques mettent en perspective le rôle des conseillers des agriculteurs en matière de conseil individualisé et de coordination, le rôle des aides financières (transitoires) à l'adoption de nouvelles techniques et le temps nécessaire à l'adoption des techniques.

Ces idées peuvent être illustrées par les données du tableau 5.1-2. qui est issu d'une étude menée sur la comparaison des pratiques et des caractéristiques des maraîchers américains en conventionnel et en agriculture biologique (Fernandez-Cornejo, Grenne, Penn et Newton, 1998). Les chiffres reportés concernent l'année 1994.

Tableau 5.1-2. Comparaison des pratiques de conseil et des caractéristiques des maraîchers américains : production conventionnelle et production en agriculture biologique.

	Conventionnel	Agriculture biologique
Caractéristiques des exploitants		
Part des exploitants diplômés au niveau Bac au plus (%)	52	18
Part des exploitants diplômés au niveau universitaire (%)	23	53
Part des exploitants venant du milieu agricole (%)	87	43
Part des exploitants en fonction de leur principale source conseil pour la protection phytosanitaire		
Extension (conseillers et publications) (%)	25	22
Conseils des fournisseurs d'intrants (%)	37	5
Transformateur des produits (%)	10	1
Publications et démonstrations spécialisées (%)	-	23
Consultants spécialisés privés (%)	16	21
Autres exploitants (dont groupements de producteurs) (%)	8	30 (7)

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo, Grenne, Penn et Newton (1998)

Il apparaît que les producteurs en agri-biologique sont nettement plus diplômés que leurs homologues en conventionnel, 53% des premiers ont des diplômes universitaires contre seulement 23% des seconds. Ces différences illustrent certainement le fait que la maîtrise des pratiques économes en intrants chimiques nécessite plus de compétences que les pratiques conventionnelles.¹⁷ De même, l'idée que les techniques alternatives requièrent plus de coordination et/ou que leur adoption s'appuie sur des apprentissages mutuels trouve un écho dans le fait que 30% des producteurs en agri-biologique ont pour principale source de conseils en protection phytosanitaire d'autres exploitants (associations de producteurs, voisins...) contre seulement 8% des producteurs en conventionnel.

¹⁵ Ce qui constitue un autre exemple d'effet externe négatif.

¹⁶ L'enjeu est ici la coordination des agriculteurs pour la gestion optimale des effets externes positifs que les agriculteurs produisent les uns pour les autres.

¹⁷ Ceci dit, il est également possible que les agriculteurs les plus diplômés soient plus enclins à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement du fait de leur éducation.

Le fait que 37% des agriculteurs en conventionnel prennent surtout conseil auprès des vendeurs d'intrants, contre seulement 5% des agriculteurs en agri-biologique, est également un point important qui renvoie à la réforme du système de conseil en production agricole. En effet, un vendeur de pesticides est évidemment peu incité à amener les agriculteurs à utiliser des pratiques économes en pesticides (Carpentier, 1995 ; Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002). Cette relation particulière entre les distributeurs d'intrants et les agriculteurs est également un facteur de « verrouillage » en défaveur de l'adoption de pratiques économes en intrants.

L'idée des freins « culturels » à l'adoption de pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles trouve des arguments dans le fait que 87% des producteurs en conventionnel sont issus du milieu agricole contre seulement 43% des producteurs en agri-biologique. Enfin, bien que du conseil privé spécialisé en protection des cultures existe, 37% des producteurs en conventionnel se tournent principalement vers l'agri-fourriture pour obtenir des conseils, ce qui peut illustrer l'intérêt des stratégies de conseil pour les fournisseurs d'intrants chimiques.

Dans la même optique que celle de Cowan et Gunby (1996), Carpentier, Guyomard et Le Mouél (1998) utilisent les travaux de Milgrom et Roberts (1990)¹⁸ et Milgrom, Qian et Roberts (1991) sur les relations entre complémentarités et *path dependence* pour montrer que le développement de lutte chimique au détriment des autres formes de protection phytosanitaire peut certainement être expliqué par l'existence de fortes complémentarités techniques et stratégiques entre les différents éléments composant les techniques de l'agriculture intensive.

L'idée du *lock in* est elle-même liée à celle de *path dependence* (dépendance vis-à-vis de l'histoire). Une option technologique a pu s'imposer par le passé pour des raisons conjoncturelles, mais le fait que cette option ait été choisie peut ensuite, sous certaines conditions, déterminer l'évolution ultérieure de la technologie. Dans ce cas, l'évolution technologique en cours de développement est *path dependent* dans le sens où si une autre option avait été initialement choisie, l'évolution technologique aurait pu être différente.

Milgrom, Qian et Roberts (1991) montrent que lorsqu'une technologie caractérisée par de fortes complémentarités techniques s'impose à un moment donné, elle est à l'origine d'une évolution qu'il est difficile de modifier.

Différentes études agronomiques montrent que les pesticides, les fertilisants, les types de semences sélectionnées, les dates de semis et les densités de semis... sont très complémentaires au sein de la production agricole, notamment en grandes cultures (*e.g.*, Meynard, 1991 ; Viaud, 1994). Les semences productives sont souvent peu résistantes et requièrent une protection chimique. L'utilisation d'engrais favorise l'obtention de rendements élevés mais également le développement d'adventices. Des semis précoces allongent la durée de développement et de croissance des cultures, ce qui accroît l'efficacité des engrais mais expose les cultures à de nouveaux déprédateurs. Une densité de semis élevée accroît l'efficacité des engrais mais favorise le développement des maladies affectant les cultures. En outre, la simplification des rotations culturales (spécialisation) favorise les phénomènes d'apprentissage et par conséquent, accroît la maîtrise des pratiques culturales par les agriculteurs. Mais elle accroît également le risque de certaines infestations, notamment lorsque la plante culture est l'hôte ou la nourriture privilégié de certains déprédateurs.

Cette complémentarité fait que les agriculteurs sont très demandeurs des intrants chimiques et des innovations permettant de les utiliser au mieux puisque l'utilisation de chacun d'entre eux renforce les effets des autres. Cette demande de la part des agriculteurs tend alors à stimuler l'offre de ces produits et de ces innovations.¹⁹ Cette offre s'accroissant, elle renforce à son tour les complémentarités entre les produits concernés au sein de la production agricoles. Ce renforcement des complémentarités entre intrants tend alors à stimuler un accroissement de leur demande... La complémentarité entre intrants au sein de la production agricole peut donc être à l'origine d'un « effet boule de neige » tendant à

¹⁸ Qui concernent le développement des technologies de l'information.

¹⁹ On retrouve ici la notion d'innovations induites (Hayami et Ruttan, 1985 et 1998).

l'accroissement de l'intensité des pratiques culturales pour l'utilisation d'intrants chimiques. Il suffit en fait que ce processus soit amorcé.

Le mécanisme décrit ci-dessus suggère que le soutien des prix agricoles mis en place dès l'origine de la PAC a pu être un facteur décisif de l'évolution du secteur agricole européen, des secteurs produisant les intrants agricoles chimiques et le secteur du conseil agricole. Le processus d'intensification des pratiques culturales, initialement amorcé par le soutien des prix agricoles et certaines découvertes dans le domaine phytosanitaire, s'auto-entretient ensuite de lui-même en raison des complémentarités techniques existant entre intrants chimiques et techniques de production visant des rendements élevés. Milgrom, Qian et Roberts (1991) montrent alors qu'une fois amorcé ce type de processus ne peut être interrompu que par un choc « exogène ». Dans le cas présent, ce choc pourra peut-être venir des réformes récentes de la PAC ou de la mise en œuvre d'une politique ambitieuse de régulation des pollutions d'origine agricole. Bien entendu, cette analyse demeure théorique mais trouve un écho dans l'observation de l'évolution de l'agriculture européenne.

En dehors du rôle potentiel de la PAC sur l'évolution du secteur agricole, quatre points importants émergent de l'analyse précédente :

- Tout d'abord cette analyse met en avant le rôle des complémentarités technologiques entre fertilisants, pesticides et semences productives. Elle permet donc d'expliquer l'importance technique des pesticides chimiques dans un système de production qui ne peut s'affranchir d'une protection phytosanitaire très efficace. L'idée de *lock in* technologique trouve donc ici un argument dans la cohérence des pratiques de production intensive.
- De même, cette complémentarité technique forte peut être importante pour l'analyse des politiques de régulation des pollutions générées par les engrais et les pesticides. En effet, puisque les utilisations d'engrais et de pesticides sont actuellement techniquement complémentaires, il peut être difficile de réduire l'utilisation de pesticides sans réduire l'utilisation d'engrais et en corollaire de réduire les rendements obtenus. Cette complémentarité peut être vue comme une contrainte ou une opportunité. Cette complémentarité est à l'origine d'une contrainte s'il est seulement souhaité de réduire les pollutions par les pesticides sans réduire les rendements. Cette complémentarité peut être vue comme une opportunité s'il est envisagé de réguler conjointement les pollutions par les pesticides et les pollutions par les fertilisants. Peu d'études ont abordé cette question, tout au moins aucune ne l'a fait en profondeur.
- L'analyse précédente met en avant le rôle des complémentarités techniques. Cependant, il semble que le mécanisme présenté peut également être renforcé par des complémentarités plus stratégiques que techniques. En France le négoce des produits agricoles est souvent lié à celui des intrants chimiques (notamment au sein des coopératives), voire à l'offre de conseil technique. Là encore, ces activités apparaissent comme complémentaires, ne serait-ce que d'un point de stratégique (notamment pour le conseil), ce qui peut participer aux mécanismes présentés précédemment en les renforçant. Malheureusement, là encore nous n'avons pas trouvé beaucoup d'études concernant les relations entre la production agricole et les secteurs en amont et en aval de l'agriculture (Carpentier, 1995 ; Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002).
- Enfin, la cohérence des mécanismes présentés et l'importance des enjeux concernés plaident pour une politique de long terme en matière de régulation des pollutions d'origine agricole. Cet aspect temporel est d'autant plus important que les objectifs de régulation sont ambitieux, *i.e.* qu'ils sont susceptibles d'avoir des effets significatifs sur l'utilisation d'intrants chimiques, donc sur la production agricole et finalement sur les secteurs de la distribution des intrants chimiques et du négoce des produits agricoles. La réduction de l'utilisation des pesticides n'engendrera pas de réduction significative des rendements qu'à partir du moment où l'obtention de rendements élevés pourra se passer de pratiques culturales réclamant une protection phytosanitaire très importante.

5.1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses

Rares sont les articles scientifiques qui présentent et analysent les mesures mises en place à ce jour pour la régulation des pollutions par les pesticides. Ce sujet est généralement traité dans la littérature grise éditée par les ministères des états concernés (malheureusement souvent dans la langue du pays) ou par des organismes internationaux tels que la Commission Européenne ou l'OCDE. L'information disponible est donc souvent de seconde main, ce qui complique singulièrement son analyse.

Bien que non exhaustive la présentation des mesures de régulation des pollutions par les pesticides utilisées jusqu'à présent permettra tout de même de tirer quelques conclusions, notamment vis-à-vis de la relative timidité des mesures mises en place.

Bien entendu, il convient de rester prudent lors des comparaisons des effets des différents instruments sur l'agriculture des différents pays considérés. Les conditions pédo-climatiques, les cultures concernées ainsi que les mesures mises en place et non relevées sont très variables d'un pays à l'autre. En outre les résultats présentés sont souvent en tonnes de matières actives par hectare ce qui est peu indicatif eu égard à l'évolution récente du poids des matières actives mises sur le marché.

Le cas du Danemark fait l'objet d'une présentation particulière, et ce pour deux raisons. La politique mise en place dans ce pays est très ambitieuse et... est très bien documentée.

5.1.4.1. Les systèmes de taxation mis en place

Peu de pays ont mis en place un système de taxation. Ils sont encore moins nombreux à avoir mis en place des systèmes de taxation à vocation environnementale, *i.e.* ont utilisé des niveaux de taxe suffisamment élevés pour avoir un impact significatif sur le comportement des agriculteurs. Aussi, dans la plupart des cas ces taxes ont essentiellement pour vocation de lever des fonds.

Dans la suite nous différencierons les termes de taxes (*taxes*) et de redevance (*charges*), bien que la terminologie économique les regroupe sous le terme de taxe. Le produit d'une taxe est reversé au budget général de l'Etat alors que le produit d'une redevance est affecté au financement de projets ou d'activités précis.

En France, la Taxe Générale sur les Activités Polluantes a été mise en place pour les pesticides en 1999. Bien que différenciée en fonction de la toxicité des produits concernés, son taux est trop faible pour avoir un quelconque impact incitatif. Le gouvernement actuel envisage de supprimer cette taxe.

En Belgique, une taxe sur les pesticides a été discutée et définie (assise sur la toxicité des matières active) mais n'a jamais été prélevée.

La Finlande impose une taxe de 3,5% sur le prix des pesticides.

Dès 1984, la Suède a mis en place une redevance sur le prix des pesticides dont le produit est destiné au financement de mesures de réduction de l'utilisation agricole de pesticides (dont le conseil et la R&D). En 1994 cette redevance a été transformée en taxe et portée à l'équivalent de 5 à 8% du prix des produits phytosanitaires. Cette taxe est assise sur la masse de matière active par dose utilisée à l'hectare.

La Norvège a mis en place une taxe de l'ordre de 15,5% du prix des pesticides en 1998. Ce système de taxation a été modifié en 1999 en un système de taxation différencié selon la toxicité et l'écotoxicité des produits. Le taux de taxation a été porté, en moyenne, à 31% du prix des pesticides.

L'assiette du système norvégien de la taxation est assez original. Bien que prélevé par les vendeurs de pesticides, le niveau de taxation est basé sur la dose recommandée par hectare de chaque produit (en moyenne pondérée selon les recommandations régionales). Aussi le taux de taxe de base est de 1,7\$ par hectare auquel s'ajoute 1,6\$ par hectare pour le financement de la procédure d'homologation. Aussi, un agriculteur utilisant un pesticide peu toxique dans les doses recommandées est donc taxé à

hauteur de 3,3\$ par hectare. Pour les pesticides les plus nocifs, ce montant passe à 15,2\$ par hectare. S'il utilise plusieurs pesticides, il paie une taxe pour chacun d'entre eux.

Par ailleurs, les pesticides à usage non commercial sont taxés à hauteur de 85\$ par hectare. Les pesticides prêts à l'emploi pour les jardins domestiques sont taxés à hauteur de 255\$ par hectare.

Avec le Danemark, la Norvège est donc le seul pays à avoir mis en place des taxes potentiellement incitatives pour les agriculteurs. Nous n'avons pas trouvé d'études concernant les effets de la mise en place du système de taxation Norvégien.

5.1.4.2. Les autres mesures mises en place

5.1.4.2.1. Les mesures communes

Toutes les réglementations des pays développés disposent de mesures d'interdiction spécifiques sur le mode de celles visant à la protection des périmètres de captage.

En outre la plupart d'entre eux disposent de mesures locales, similaires aux Mesures Agri-Environnementales (MAE) co-financées par l'Union Européenne. Les MAE qui concernent la réduction de l'utilisation des pesticides sont peu adoptées par les agriculteurs européens.

Nous rappelons simplement ici que tous les pays développés ont mis en place une procédure similaire à la procédure d'homologation utilisée. Depuis le début des années 1990, les pays de l'UE et les Etats-Unis ont renforcé les critères d'homologation des pesticides, notamment en matière d'éco-toxicité.

5.1.4.2.2. Les approches plus spécifiques

Les Etats-Unis ont mis en place au début des années 90 un large ensemble de programmes menés conjointement par l'USDA (*United States Department of Agriculture*), l'EPA (*Environmental Protection Agency*) et la FDA (*Food and Drug Administration*) visant à l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, tout en limitant au maximum le recours à la réglementation et sans pertes de revenu pour les agriculteurs (Caswell, Fuglie, Ingram, Jans et Kascak, 2001). Pour ce qui concerne les pesticides, l'objectif principal était un taux d'utilisation des techniques de l'IPM (*Integrated Pest Management*) sur 75% des surfaces agricoles à l'horizon 2000 par le développement de programmes de recherche, de conseil, d'assistance technique et de subventions (assez limitées jusqu'à présent).

Par ailleurs, afin de cibler au mieux les efforts des administrations concernées et de pouvoir évaluer *ex post* les effets des mesures mises en place, différentes enquêtes ont été mises en place afin de mesurer finement les pratiques agricoles et leur évolution dans le temps. Il s'agit du *Crop Practice Survey* (pour les grandes cultures), le *Vegetal Chemical Use Survey*, le *Fruit and Nut Chemical Use Survey* et le *Area Studies Survey* (une enquête concernant l'évolution des pratiques agricoles et de la qualité de l'eau dans six grands bassins versants).

Les taux d'adoption de ces mesures ainsi que les résultats en terme de réduction de l'utilisation des pesticides ont été jugés décevants jusqu'à présent (Fernandez-Cornejo, 1999 ; Caswell *et al*, 2001). Les raisons invoquées pour expliquer ce relatif échec sont présentées dans la partie 3. Même si ces raisons diffèrent selon les auteurs, tous s'accordent sur trois points : le rôle du conseil et de la formation des agriculteurs ; le rôle des mesures transitoires visant favoriser l'adoption (et non l'utilisation) de pratiques économes en intrant et le fait que certaines techniques sont plus adaptées à certains contextes pédo-climatiques que d'autres.

Lichtenberg (2004) insiste plus particulièrement sur le faible coût de la lutte chimique. Khanna et Zilberman (1997), Aldy, Hrubovcak et Vasada (1998) et Isik et Khanna (2003) mettent en évidence à la fois le rôle du coût de la lutte chimique et le rôle potentiel du caractère plus risqué des pratiques économes en pesticides.

J. Fernandez-Cornejo²⁰ est l'économiste de l'USDA spécialiste sur la question des pesticides. De manière générale, il insiste sur le rôle de la recherche, du développement et du conseil. En particulier, il s'est exprimé contre l'utilisation de taxes sur les pesticides (Fernandez-Cornejo, Jans et Smith, 1998). La taxation des pesticides n'est pas évoquée dans les publications de l'USDA que nous avons consulté.

Par ailleurs, les Etats-Unis comme les Pays-Bas, mettent l'accent sur la sensibilisation des consommateurs aux problèmes liés aux pollutions d'origines agricoles et sur les politiques d'éco-labels afin de favoriser la consommation de produits « verts ». Une telle politique est envisagée au Danemark.

Les Pays-Bas ont en 1991 annoncé un objectif de réduction des utilisations de pesticides de 50% du tonnage de matières actives en 2000 par rapport à la situation 1984-1988. L'instauration d'une taxe faisait partie des politiques envisagées pour atteindre cet objectif. Mais à la demande du secteur des pesticides et du secteur agricole, l'Etat néerlandais a renoncé à l'idée de la taxation et a préféré laisser les agriculteurs et les producteurs et vendeurs de pesticides s'organiser. L'Etat néerlandais conservait la menace de la taxe en cas d'échec de cet accord volontaire par rapport à l'objectif. En 2000 l'objectif était presque atteint (-46%) mais essentiellement grâce à la réduction de l'utilisation de désinfectants du sol (-68%) et à l'interdiction de l'utilisation de certaines matières actives (de Jong, de Snoo et Loorij, 2001).

Un nouveau programme est en préparation avec pour objectif la réduction de 95% de l'effet des pesticides dans l'eau à l'horizon 2010 relativement à la référence 1998. Les modes d'action envisagés sont la promotion des éco-marchés et un certain nombre d'obligations réglementaires visant à l'adoption des techniques de protection intégrée et raisonnée.

Certains pays, comme la Suisse, l'Allemagne et le Danemark (et à un degré moindre, le Royaume-Uni) se sont engagés sur la voie du développement de l'agriculture biologique ou, tout au moins, de l'utilisation de la production intégrée. En particulier, la Suisse s'appuie sur un système de subvention visant à inciter les agriculteurs à utiliser les pratiques de l'agriculture raisonnée et de l'agriculture biologique.

Enfin le Royaume-Uni s'engage actuellement sur la mise en place d'un accord volontaire similaire à celui utilisé par les Pays-Bas sur la période 1991-2000. Cependant, les modalités et les objectifs assignés à cet accord sont encore en débat dans le cadre d'un Forum mis en place à cet effet. Comme dans le cas des Pays-Bas, la menace en cas d'échec consiste en l'instauration d'un système de taxation.

5.1.4.3. Le cas du Danemark

Le Danemark est le pays européen qui a mis en place les mesures les plus ambitieuses en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Le plan d'action comprenant trois phases, la troisième étant actuellement en vigueur.

5.1.4.3.1. Phase 1

La première phase a été mise en place en 1986 avec pour objectif le réduire les utilisations de pesticides de 50% en tonnage de matière actives et la fréquence des traitements de 50% sur la période 1986-1997.

Les mesures adoptées comprenaient :

- En 1986, une taxe de 3% sur le prix des pesticides a été introduite parallèlement à des mesures spécifiques : développement de la R&D, du conseil et de la formation (obligatoire) des agriculteurs, déclaration des zones les plus sensibles en tant que zones sans pesticides, aides à

²⁰ Ses nombreux travaux à propos de l'adoption et des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides sont cités dans les références.

la conversion à l'agriculture biologique (co-financées par l'UE) et tenue d'un cahier de traitement phytosanitaire.

- En 1996 un nouveau système de taxation a été mis en place sur le prix des pesticides : 13% pour les herbicides et les fongicides, 27% pour les insecticides. Une baisse des taxes foncières a parallèlement été consentie aux agriculteurs pour amortir les effets de la taxe.
- Le revenu de la taxe a en partie servi à financer la R&D, le conseil...

Les objectifs en terme de tonnage de matière active a été atteint, grâce notamment à l'abandon et l'élimination des molécules les plus lourdes et à la diminution de 11% de la surface arable. Bien que très variables, les fréquences de traitement ont néanmoins peu diminué.

5.1.4.3.2. Phase 2

En 1997, le gouvernement danois a créé le comité Bichel (comité d'experts), chargé d'estimer les conséquences de différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides (dont la conversion à l'agriculture biologique). Les conclusions du comité Bichel ont été rendues en 1999 et ont abouti à la mise en place du second plan d'action en 2000. L'objectif affiché est de réduire la fréquence des traitements de 2,4 à 1,7 à l'horizon 2009, objectif pour lequel peu de conséquences négatives sont attendues au niveau du secteur agricole.

Des étapes intermédiaires sont prévues dont l'objectif de 2 traitements pour 2002. En fonction du respect des étapes intermédiaires les mesures en place sont susceptibles d'être adaptées.

Sans réelle surprise, les exploitants les plus touchés par les mesures mises en place sont les producteurs de pommes de terre, betteraves et semences et les horticulteurs. Ceci est lié aux possibilités limitées d'alternatives aux pesticides chimiques pour la production de ces cultures fragiles. Les horticulteurs sont d'autant plus concernées qu'ils font une utilisation intensive de pesticides sur de petites surfaces. Les compensations financières pour atténuer le coût de la taxation consiste en une exonération partielle des taxes foncières.

5.1.4.3.3. Phase 3

Le troisième plan d'action a été adopté en 2003, l'objectif de 2002 étant pratiquement atteint (2.04 traitements). Les mesures adoptées sont dans le prolongement de celles adoptées précédemment avec une augmentation du niveau des taux de taxation en 1998 : 54% pour les insecticides et 33% pour les fongicides et les herbicides.

5.1.4.3.4. Les principales qualités de la politique danoise

La politique danoise possède des caractéristiques qui en font un exemple de politique ambitieuse menée prudemment et apparemment avec une certaine efficacité :

- Elle a été mise en place dans une perspective de long terme, selon une progression définie *a priori* et avec des objectifs, parfois arbitraires, mais simples à vérifier. La consultation d'un comité d'experts et le recueil de données semble avoir été crucial.
- Elle s'appuie sur une logique d'incitations financières (taxation partiellement compensée) menée sur l'ensemble du territoire complétée par des mesures locales plus coercitives (interdiction de traitement sur 8 000 hectares situés en zones sensibles) ou plus coûteuses mais intégrées aux dispositifs européens (aides co-financées à 50% par l'UE à la conversion à l'agriculture biologique pour 180 000 hectares). En outre, les agriculteurs en faute vis-à-vis des règlements environnementaux encourent des sanctions pénales.
- Elle s'appuie de manière prioritaire sur la formation des agriculteurs, la fourniture de conseil et le développement de la R&D. Ces éléments sont considérés comme essentiels à la maîtrise des techniques de protection phytosanitaire (voire des techniques de production agricoles) économes en pesticides.

Les évolutions envisagées de cette politique respectent cette cohérence :

- Il est envisagé de d'adapter le système de taxation afin de rendre plus efficace en matière environnementale. Le système norvégien pourrait servir d'exemple.

- Les objectifs d'accroissement de la sensibilité environnementale des consommateurs et de développement des productions agri-biologiques sont parfaitement cohérents.

Enfin, le gouvernement danois a parallèlement mis en place une politique de régulation des pollutions azotées (et phosphorées) également très ambitieuse. Il est probable que ces deux politiques ont des effets complémentaires.

5.1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides

5.1.5.1. Les procédures d'homologation

En Europe, les procédures qui régissent l'homologation de la commercialisation des pesticides sont définies dans la directive 91/414. Selon cette directive, les autorisations sont délivrées à deux niveaux (Bijman, 2000) :

- Les autorisations de mise sur le marché des matières actives sont régies au niveau communautaire. Lorsqu'une matière active est autorisée, celle-ci est inscrite sur la liste positive, cette autorisation valant pour 10 ans. A partir de 2003, toutes les matières actives qui étaient homologuées avant 1993 (mise en application de la directive) ont dû être ré-inscrites sur la liste positive ou retirées du marché.
- Les autorisations pour les formulations sont accordées au niveau national et ne valent que pour des usages (i.e. cultures) précis dans des conditions précises. Les critères pour accorder ces autorisations peuvent être différents selon les pays.

Aux Etats-Unis, l'homologation des produits est régie par le *Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act* (FIFRA) qui date de 1948 et qui a connu plusieurs amendements depuis.

Une question particulièrement importante est de savoir si les décisions d'homologation s'appuient uniquement sur des critères de risque technique, ou si ces décisions sont le résultat d'une mise en balance des coûts et des bénéfices apportés par chaque produit. Avec cette dernière approche, si deux substances présentent le même niveau de toxicité, il se peut qu'une seule des deux soit autorisée si l'interdiction de celle-ci conduit à une perte économique beaucoup plus forte que l'autre. Cette question a été abordée par Cropper et *al.* (1992a ; 1992b) à partir de l'examen d'une centaine de dossiers d'autorisation déposés entre 1975 et 1989. Rappelons que sous le FIFRA, l'EPA est sensé conduire une analyse coût-bénéfice, mais il se peut qu'il y ait un écart entre le cadre initial et son application effective. L'analyse statistique montre que l'EPA conduit effectivement une analyse coût-bénéfice puisque l'estimation des bénéfices économiques liés à l'usage d'un pesticide a un effet positif significatif sur la probabilité qu'il soit accepté. Connaissant les risques d'événement grave et les bénéfices économiques liés à l'autorisation d'une substance risquée, il est possible d'estimer la valeur implicite qu'accorde l'autorité d'homologation à un événement grave. Dans le cas présent, Cropper et *al.* (1992a, 199b) ont estimé que l'EPA accorde implicitement une valeur de 35 millions de dollars pour chaque cas de cancer qui pourrait apparaître chez l'applicateur du pesticide.

5.1.5.2. Le coût de l'homologation

En Europe comme aux Etats-Unis, le nombre de critères pour accorder l'autorisation de mise sur le marché d'une nouvelle matière active a augmenté entre les années 70 et les années 90. Aux Etats-Unis, la part des dépenses en R&D consacrée aux tests toxicologiques et écotoxicologiques est passée de 14% à 47% entre 1972 et 1989 (Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995). Une étude récente conduite pour l'ECPA (McDougall, 2003) donne des ordres de grandeur équivalents: les coûts liés à l'homologation sont passés de 16% à 40% entre la deuxième moitié des années 70 et la première moitié des années 90. Cette dernière étude montre aussi que cette proportion est en baisse entre 1995 et 2000 : les dépenses liées à l'homologation d'une molécule sont restées peu près constantes autour de

50 millions d'euros entre 1995 et 2000 (valeur 1995), alors que les dépenses de recherche (synthèse et *screening*) ont augmenté de 20% (de 62 à 76,4 millions d'euros valeur 1995). Les dépenses totales pour le développement d'une molécule sont passées de 150 à 165 millions d'euros (valeur 1995). Ces dépenses d'homologation sont nettement supérieures à celles calculées en 1993 par l'EPA (voir Lichtenberg, 2000) qui s'élèvent à 10.6 millions de dollars, sans qu'il soit possible de comprendre les raisons de ces écarts²¹.

Le durcissement des procédures d'homologation a conduit à un allongement de la durée d'homologation, repoussant ainsi la date de mise sur le marché du produit. Avec une durée du brevet inchangée, il en résulte une réduction de la durée pendant laquelle la firme peut commercialiser le produit pour lequel elle détient le droit de propriété. La perte de bénéfice qui en découle peut être considérée, du point de vue économique, comme un coût indirect lié au durcissement de l'homologation.

Pour limiter ce coût indirect et pour compenser l'accroissement des coûts directs, les firmes leaders ont demandé la mise en place d'un certificat supplémentaire de protection (CSP) (Hartnell, 1996 ; Nadaï, 1996). Un tel certificat conduit à un allongement de la durée pendant laquelle le détenteur du brevet peut empêcher la commercialisation de forme générique de la matière active correspondant au brevet. De tels certificats sont accordés dans le secteur pharmaceutique (Etats-Unis et Europe) et aux Etats-Unis pour les pesticides. La directive 96/1610 accorde un tel certificat en Europe pour une durée maximale de 5 années avec un certain nombre de conditions. Aucune étude n'a été publiée sur l'effet de cette directive et il est difficile d'obtenir des données sur les demandes faites par les entreprises.

5.1.5.3. Effets sur le nombre de substances introduites et les marchés visés

Les résultats présentés proviennent, pour l'essentiel, des publications d'Ollinger et Fernandez-Cornejo. Ces travaux s'appuient sur des données américaines qui couvrent les années 70 et 80 pendant lesquelles il y a eu un durcissement des règles d'homologation avec les amendements de 1972, 1978, 1982 et 1988 au FIFRA. Du point de vue méthodologique, les auteurs étudient les effets de l'évolution des dépenses d'homologation sur différentes variables en contrôlant pour d'autres variables qui pourraient également influencer cette variable dépendante.

Quatre principaux résultats ressortent (Ollinger et *al.*, 1998 ; Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995 ; 1998a) :

- Comme le coût d'homologation est un coût fixe par matière active, on peut s'attendre à ce que les firmes diminuent le nombre de matières actives qu'elles introduisent. Le nombre de nouveaux pesticides introduits par chaque firme diminue de moitié entre le début des années 70 et la fin des années 80. Plus précisément, une augmentation de 10% du coût d'homologation conduit à une baisse de 20% du nombre de nouvelles matières actives.
- Le nombre de nouveau pesticide diminue plus nettement pour les petites cultures qui représentent des segments de marchés pour lesquels le volume de vente est faible. Entre le début des années 70 et la fin des années 80, le nombre de nouveaux pesticides (cumulé sur toutes les firmes) diminue de moitié pour les grandes cultures majeures (ex: maïs, soja) alors qu'il est divisé par 3 ou 4 pour les petites cultures (cultures maraîchères et fruitières ou "grandes cultures" représentant moins de 40 000 ha).
- Les ventes pour chaque pesticide augmentent. Cela peut être expliqué en partie par le fait que les nouveaux pesticides visent surtout les gros marchés. Une augmentation de 1% des coûts d'homologation conduit à une augmentation de plus de 10% des ventes des nouveaux pesticides.
- Le nombre de cultures pour lesquelles une autorisation est demandée pour chaque pesticide tend à diminuer. Ce résultat peut apparaître surprenant car on pouvait s'attendre à ce que les firmes introduisent moins de matières actives et qu'elles tendent à les vendre sur un éventail

²¹ Comme les différentes contributions ne citent pas respectivement et ne donnent pas de détails sur leurs méthodes d'estimation, il est difficile d'expliquer ces écarts.

plus large de culture. Ce résultat est sans doute la conséquence de l'augmentation du coût d'homologation pour chaque culture additionnelle.

Ces résultats sont complétés par une étude de Courbois (1998) sur des données plus récentes (1991 et 1997). Cette analyse montre en particulier que le nombre de produits homologués sur chaque culture a augmenté, quel que soit le type de culture. Ce résultat tend donc à être contradictoire avec le deuxième résultat évoqué plus haut, montrant que les effets mis en évidence par Ollinger et Fernandez-Cornejo sont peut-être spécifiques de la période étudiée.

5.1.5.4. Effet sur la toxicité des nouveaux pesticides

L'introduction de règles plus strictes pour l'homologation de nouveaux pesticides devrait conduire à une baisse de la toxicité des nouveaux pesticides. Certains auteurs ont cependant expliqué que des effets indirects négatifs pouvaient cependant apparaître. L'argument peut être résumé ainsi²²: l'augmentation des coûts d'homologation conduit les firmes à développer des pesticides qui sont efficaces (et d'une certaine manière toxiques) sur une gamme plus large de bioagresseurs. Ces produits plus toxiques pourraient cependant être autorisés si l'homologation s'appuie sur une analyse coût bénéfice, puisqu'ils apporteraient un bénéfice économique plus important.

Les données montrent cependant que l'effet direct sur la baisse de toxicité est dominant. Globalement, la part des ventes réalisée avec les produits de la classe la plus toxique²³ diminue entre 1972 et 1989, l'effet lié au durcissement des règles d'homologation étant significatif (Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995 et 1998a). Ce résultat est aussi confirmé par Courbois (1998) sur des données plus récentes.

5.1.5.5. Effet sur la structure industrielle

Ollinger et Fernandez-Cornejo (1998b) montrent que l'accroissement des dépenses d'homologation a eu deux effets sur la structure industrielle :

- Le nombre de firmes sur le marché a eu tendance à diminuer car chaque firme doit faire face à des coûts fixes croissants pour ce qui concerne la recherche et l'homologation. La baisse du nombre de firme résulte d'une série de fusion et acquisitions entre les acteurs en place.
- Les acquisitions ont en grande partie été réalisées par des firmes européennes, ce qui a conduit à une augmentation de la présence de celle-ci sur le marché américain. De la même manière, la part des ventes réalisées en dehors des Etats-Unis par les firmes américaine a augmenté. Les firmes cherchent donc à amortir leurs coûts fixes par la vente de leurs produits sur l'éventail le plus large de pays.

Aucune étude équivalente n'a été conduite depuis, mais certains commentaires peuvent être faits. Nous avons noté plus haut que l'accroissement des dépenses de recherche et d'homologation s'est poursuivi dans les années 90 (McDougall, 2003). La concentration a également nettement augmenté puisque 80% des ventes mondiales sont réalisées par 6 firmes alors qu'elles étaient 13 en 1991 (Lemarié, 2003). Tout laisse penser que le premier résultat indiqué plus haut devrait être confirmé. En revanche, l'internationalisation des firmes n'a sans doute pas tellement augmenté, car l'essentiel a été réalisé dans les années 80.

²² Voir Ollinger et Fernandez-Cornejo (1995).

²³ Aux Etats-Unis, il existe quatre classes de toxicité, numérotée de I à IV, la classe I étant la plus toxique.

5.1.6. Remarques conclusives

5.1.6.1. Les principaux apports de l'économie pour l'analyse des problèmes de pollution

Une politique de régulation des pollutions par les pesticides ne peut pas être conçue sur la seule base d'une analyse économique, aussi complète soit-elle. Cependant l'analyse économique peut éclairer la décision publique sur de nombreux points.

Dans ce contexte, le principal avantage de l'analyse économique est de mettre en évidence les mécanismes économiques dont le rôle est fondamental pour comprendre les effets de l'intervention publique. En ce sens, elle permet de poser clairement les arbitrages économiques en jeu pour la définition des objectifs de régulation et pour la conception de la politique de régulation à mettre en place pour atteindre ces objectifs.

Les agriculteurs utilisent des pesticides parce qu'ils estiment que l'utilisation de ces intrants leur permet d'atteindre leurs objectifs en terme de revenu, de production d'aliments pour leur cheptel... Aussi, mettre en place des mesures visant à limiter l'utilisation des pesticides des agriculteurs se fera au détriment des objectifs de ces derniers. Cette politique aura bien entendu un impact économique sur les autres secteurs dont l'activité dépend de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. Les producteurs d'eau potable bénéficieront d'une baisse de leurs coûts de production. Les distributeurs de pesticides verront leur activité, et donc leurs revenus, diminuer. En raison des mécanismes de marché, ces mesures pourront avoir un impact sur les marchés des produits alimentaires, sur les marchés de l'eau potable, sur la balance commerciale agricole... Enfin, le calcul économique permet d'évaluer certains des bénéfices non-marchands de la réduction des pollutions par les pesticides : évaluation des effets sur la santé humaine ou sur la qualité de l'environnement.

L'analyse économique permet donc de donner des éléments d'appréciation quant aux bénéfices de l'utilisation des pesticides et quant aux coûts sociaux de cette utilisation. Par là-même, il permet de produire des éléments d'évaluation des bénéfices et pertes liés à la réduction de l'utilisation des pesticides et propose aux pouvoirs publics des éléments d'appréciation lui permettant de définir au mieux le compromis « optimal » vis-à-vis de l'utilisation des pesticides, *i.e.* celui permet de tirer partie des avantages de l'utilisation des pesticides sans que les inconvénients de cette utilisation ne deviennent inacceptables du point de vue de la société. Bien qu'imparfaite, l'analyse coûts/bénéfices fournit un cadre pour la recherche d'une solution conforme à l'intérêt général.

Ensuite, l'analyse économique fournit des éléments quant à la conception des politiques visant à mettre concrètement en œuvre le compromis adopté. En effet, choisir les mesures les plus efficaces et les moins coûteuses pour inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides suppose que les raisonnements économiques qui conditionnent la protection phytosanitaire des agriculteurs soient bien compris. Ce point sera abordé spécifiquement dans les parties 5.2 et 5.3.

Cependant les politiques de régulation des pollutions par les pesticides, comme toute forme d'intervention publique, ont des effets sur des éléments du choix social qui échappent dans une large mesure à l'analyse économique, *i.e.* qui ne peuvent être pris en compte dans le cadre d'une simple analyse coûts/bénéfices. Par exemple, les mesures visant à diminuer les pollutions par les pesticides feront inévitablement des « perdants » et des « gagnants ». Il n'appartient pas aux économistes de choisir qui seront les « perdants » ou les « gagnants ». Là encore le rôle des économistes est d'éclairer les choix publics par l'évaluation des effets des politiques de régulation envisageables sur les éléments pertinents du choix social et par la conception de politiques de régulation permettant d'atteindre au moindre coût les objectifs environnementaux fixés par l'Etat tout en répondant aux exigences définies par le choix social en matière d'emploi agricole, les revenus agricoles, le prix des biens alimentaires... Les questions soulevées par le choix des instruments de régulation des pollutions par les pesticides sont abordées dans la partie 5.4.

5.1.6.2. Analyse économique des politiques de régulation des pollutions par les pesticides mises en œuvre jusqu'à présent

Le renforcement des critères d'homologation des pesticides est, pour beaucoup de pays, la seule mesure récemment mise en place pour la réduction des pollutions par les pesticides. Or cette mesure ne peut avoir qu'un impact limité puisqu'elle n'agit que sur la qualité des produits utilisés et non sur les quantités de produits utilisés. Quoiqu'il arrive les pesticides seront toujours des produits toxiques, susceptibles d'engendrer des effets néfastes sur des populations non cible. En outre la réaction de l'industrie phytosanitaire vis-à-vis de cette mesure montre qu'elle peut s'accompagner d'effets importants quant à l'éventail de l'offre des pesticides, i.e. des possibilités de protéger l'ensemble des plantes cultivées.

En fait, peu d'Etats ont jusqu'à présent mis en œuvre de politiques réellement ambitieuses pour la régulation des pesticides. Mais l'exemple danois montre que des politiques ambitieuses peuvent être mises en place pour peu que la société se donne le temps et les moyens financiers et politiques.

Le fait que peu d'Etats aient fait le choix d'une réduction importante de l'utilisation des pesticides peut simplement provenir de ce que le choix social en matière d'environnement de la plupart des Etats se fait en faveur de l'utilisation des pesticides. Selon cette explication, seuls les pays où la sensibilité environnementale est très développée et où l'utilisation de pesticides cause d'importants dommages auraient choisi de mettre en place des mesures ambitieuses en matière de réduction de l'utilisation des pesticides. La Suisse et le Danemark sont vraisemblablement dans ce cas. *A contrario* cette explication impliquerait que les pays où des mesures ambitieuses ne sont pas mises en place sont caractérisés par de faibles sensibilités environnementales et/ou par de faibles pollutions par les pesticides. Bien entendu, cette conclusion est discutable puisque l'agriculture danoise n'était pas plus intensive que celle des Pays-Bas. De même, les Etats-Unis se sont fixés des objectifs en matière d'adoption des pratiques économes (75% des surfaces) en pesticides relativement ambitieux bien que les pratiques agricoles utilisées par les agriculteurs américains soient bien moins intensive en intrants chimiques que celles utilisées jusqu'à présent par leurs homologues européens.

Mais un Etat peut également décider de ne pas intervenir sur l'utilisation des pesticides pour d'autres raisons. En effet, le revenu des agriculteurs et les dommages liés aux pollutions par les pesticides ne sont pas les seuls éléments « légitimes » du choix social. Un Etat peut décider de maintenir son niveau de production agricole pour son auto-suffisance alimentaire, pour maintenir les prix alimentaires à des niveaux modérés... Cependant, ces choix sont souvent peu transparents comme en attestent les débats autour de la multi-fonctionnalité de l'agriculture. En effet, la mise en place d'une politique ambitieuse de réduction des pollutions par les pesticides est compatible avec le maintien des revenus des agriculteurs, tout au moins d'un point de vue économique. Même s'ils ont utilisés des politiques différentes, la Suisse et le Danemark ont choisi cette voie. Cette question est analysée en détail dans la partie 5.4.

Dans tous les pays où des mesures spécifiques ont été prises, deux constantes se retrouvent :

- le renforcement des contraintes sur la toxicité/écotoxicité au niveau de la procédure d'homologation des pesticides

et :

- la mise en place de mesures visant à développer l'effort de recherche, de conseil et de formation des agriculteurs en matière de pratiques économes en pesticides.

Les modifications des critères d'homologation des pesticides est en fait la mesure la moins coûteuse *a priori*. Elle a de plus le mérite d'intervenir directement à la source du problème. Cependant, ces modifications s'accompagnent d'effets plus ou moins « pervers » qui ont été présentés dans la section 5.1.5.

La mise en place de mesures spécifiques pour le conseil et la formation met en évidence le rôle fondamental de l'information et du capital humain pour la maîtrise des alternatives techniques aux pesticides, voire pour la maîtrise des pratiques culturelles alternatives aux pratiques conventionnelles.

Ces caractéristiques des techniques de protection phytosanitaire alternatives à la lutte chimique est un élément central pour l'analyse de leur adoption qui est présentée dans la partie 5.3.

Deux remarques doivent être formulées à propos de la stimulation de la recherche visant à la mise au point de pratiques culturales économes en pesticides. D'une part, jusqu'à présent les pratiques conventionnelles (dont l'utilisation importante d'intrants chimiques) correspondaient aux attentes des agriculteurs. D'autre part, le besoin de stimuler spécifiquement la recherche dans le domaine des pratiques économes en pesticides montre qu'il existe vraisemblablement un potentiel de progrès technique important dans ce domaine.

Ceci rappelle qu'une réduction importante des pollutions par les pesticides ne peut être qu'un objectif de long terme. En effet, pour que cet objectif soit atteint sans réduire de manière importante la production agricole ou le revenu des agriculteurs (ou sans être trop coûteuse pour le budget de l'Etat), il est nécessaire de laisser le temps :

- aux chercheurs de continuer à mettre au point des pratiques adaptées,
- au secteur du conseil de s'adapter

et :

- aux agriculteurs d'ajuster leurs choix de pratiques culturales.

Cette idée est également renforcée par le fait que la lutte chimique contre les ennemis des cultures n'est qu'un des éléments des ensembles cohérents de techniques que constituent les pratiques culturales utilisées jusqu'à présent. Aussi, diminuer significativement l'utilisation des pesticides passe vraisemblablement par l'adaptation des techniques des pratiques culturales conventionnelles, voire l'adaptation des relations entre d'une côté les agriculteurs et de l'autre leurs fournisseurs d'intrants, leurs fournisseurs de conseil et secteurs qui achètent les produits agricoles. Dans tous les cas, une réduction de l'utilisation des pesticides requiert une réduction de la dépendance « technique » vis-à-vis des pesticides des pratiques de production agricole utilisées en France.

Néanmoins, l'analyse de l'évolution des pratiques culturales depuis l'instauration de la PAC jusqu'à nos jours met en lumière le rôle fondamental joué par le contexte économique sur la dynamique du secteur agricole et des secteurs qui lui sont connexes. En particulier, il est maintenant admis que des rapports de prix en faveur de l'utilisation des intrants chimiques a permis l'adoption de pratiques culturales intensives par les agriculteurs. De même, il est vraisemblable que, selon un mécanisme d'innovations induites, ces mêmes rapports de prix soient à l'origine du développement progressif de ces mêmes pratiques culturales.

Aussi si certaines mécanismes d'incitation économique semblent avoir joué un rôle fondamental pour l'évolution passée du secteur agricole, il n'y *a priori* aucune raison pour que des mécanismes d'incitation économique ne puissent pas jouer un rôle important pour guider le secteur agricole vers une utilisation moindre de pesticides. C'est en tous cas l'avis de la plupart des économistes et la principale raison pour laquelle ils se prononcent souvent en faveur de l'utilisation d'instruments d'incitation économique pour la régulation des problèmes de pollution. Cette idée apparaît en filigrane tout au long de ce chapitre.

5.2. Micro-économie de la demande de pesticides

5.2.1. Introduction

Avant d'analyser la littérature concernant les choix des agriculteurs en matière de protection phytosanitaire, il convient de rappeler les fondements de l'analyse micro-économique du comportement du producteur et les principes de cette analyse. Ceci permet en outre de définir un cadre formel qui sera utilisé dans toute la suite. Une présentation de la théorie microéconomique de la production peut être trouvée dans les ouvrages de Chambers (1988), Mas-Colell, Whinston et Greene (1995) pour le cas général et Just et Pope (2001) dans le cas de la production agricole.

Il n'existe pas, tout au moins à notre connaissance, de traitement systématique de la micro-économie de la protection phytosanitaire. Néanmoins, cette analyse s'inspire dans une large mesure des travaux de synthèse réalisés par Antle (1988), Zilberman et Siebert (1990), Pannell (1991), Carlson et Wetzstein (1993), Michalek (1994), Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997) et Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998)

L'utilisation d'un cadre mathématique formel permet d'explicitier les hypothèses imposées ou étudiées lors de l'analyse. Cependant, les différentes équations présentées ne constituent qu'un support pour la présentation et l'interprétation des principaux concepts de la microéconomie utilisés dans la majeure partie de ce chapitre. Le lecteur peu familier avec la modélisation peut suivre l'exposé des principales idées exposées sans avoir à analyser les équations présentées.

La suite de cette partie présente successivement les grands domaines d'analyse de la micro-économie de l'utilisation des pesticides :

- les études micro-économiques standard (duales ou primales),
- les études liées à l'adaptation des fonctions de production usuelles pour tenir compte du rôle protecteur des pesticides,
- les études intégrant le comportement vis-à-vis du risque des agriculteurs et
- les études replaçant le rôle de la protection phytosanitaire au sein du système productif.

5.2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire

5.2.2.1. Le principe de rationalité

Le fondement essentiel de l'analyse micro-économique est le principe de rationalité. Ce principe postule que l'agriculteur, par ses choix, cherche à optimiser le revenu qu'il tire de son activité agricole. En termes plus « techniques », il maximise son revenu. Bien entendu, cette approche peut paraître restrictive *a priori*. Mais comme cela sera vu par la suite, cette définition de la rationalité du producteur peut être largement étendue pour l'analyse empirique du comportement réel des agriculteurs (prise en compte du comportement vis-à-vis du risque, vis-à-vis de l'environnement, prise en compte de la pluri-activité, des préférences en matière de loisirs...). Ce cadre d'analyse permet de mettre en évidence les principaux déterminants économiques du comportement des agriculteurs et de poser les bases de modèles de comportements qui pourront être utilisés en simulation ou en prévision.

Dans le cas le plus simple, l'agriculteur n'a qu'une production dont la quantité est notée y qu'il vend au prix p .²⁴ Pour produire y , l'agriculteur utilise des pesticides et d'autres facteurs de production

²⁴ La présentation, par souci de simplicité, est effectuée pour une production unique. Elle peut être étendue au cas habituel de production multiple, en remplaçant y par un vecteur de produits et p par un vecteur de prix. C'est ce que nous présentons au point 5.2.1.4.

variables à court-terme (engrais, carburant...) en quantités \mathbf{x} achetés aux prix \mathbf{w} .²⁵ L'exploitation de l'agriculteur considéré est caractérisée par les facteurs de production fixes à court terme (travail, matériel, bâtiments...) en quantité \mathbf{z} (dont la terre). Les facteurs \mathbf{z} ont un coût unitaire annuel de \mathbf{v} pour l'agriculteur. Ce coût recouvre le remboursement et l'amortissement du matériel acheté. En outre, l'exploitation de l'agriculteur est caractérisée par un ensemble de conditions pédo-climatiques décrites par \mathbf{q} .²⁶

Les contraintes et mécanismes biologiques liés à la culture considérée sont résumés par une fonction de production $f(\cdot)$, qui lie les facteurs de production avec y . On considère classiquement que les dérivées premières de cette fonction de production sont positives, et l'on écrit :

$$(1a) \quad f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ avec : } \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{x}} \geq \mathbf{0}, \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{z}} \geq \mathbf{0} \text{ et } \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq \mathbf{0}.$$

Les dernières inégalités signifient que les facteurs de production sont supposés accroître la production et que \mathbf{q} est un indicateur de qualité du site de production. La fonction f décrit la quantité maximum produite si l'agriculteur utilise les facteurs de production de court terme en quantité \mathbf{x} , s'il dispose des facteurs fixes en quantité \mathbf{z} , s'il fait face aux conditions décrites par \mathbf{q} et s'il utilise les techniques résumées par la fonction $f(\cdot)$.²⁷

L'agriculteur tire un profit π de son activité de production. Ce profit s'écrit :

$$(1b) \quad \pi(y, \mathbf{x}, \mathbf{z}) = py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}.$$

L'ensemble des combinaisons possibles de y , \mathbf{x} et \mathbf{z} est décrit par la fonction de production $f(\cdot)$. L'agriculteur est rationnel, il cherche donc à maximiser son profit, dans la limite bien entendu de ses possibilités techniques. Formellement, cela se traduit par un son programme d'optimisation sous contraintes :

$$(1c) \quad \underset{y, \mathbf{x}, \mathbf{z}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \text{ s.c. } y \leq f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ et } \mathbf{x} \geq \mathbf{0}, \mathbf{z} \geq \mathbf{0}$$

Cet ensemble d'équations constitue le "programme de l'agriculteur". Classiquement, ce programme se résout en deux temps : à court terme et à long terme.

5.2.2.2. Comportement de court-terme : cas de la mono-production

A court terme, les niveaux de \mathbf{z} ne peuvent être modifiés : l'agriculteur tient pour fixes les facteurs de production que sont ses bâtiments, la main-d'oeuvre disponible, la surface qu'il peut cultiver, le cheptel, etc. Il va ajuster sa production de façon à maximiser le revenu qu'il en retire, en jouant uniquement sur les facteurs de production à court terme (\mathbf{x}). Son programme s'écrit alors :

$$(2a) \quad \underset{y, \mathbf{x}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \text{ s.c. } y \leq f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ et } \mathbf{x} \geq \mathbf{0}, \mathbf{z} \geq \mathbf{0}$$

Notons que la différence entre les équations (1c) et (2a) porte sur la maximisation, qui n'est effectuée dans l'équation (2a) que sur y et \mathbf{x} . Puisque les facteurs de production accroissent la production, ce programme se simplifie en :

$$(2b) \quad \underset{y, \mathbf{x}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x}) \text{ s.c. } y = f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ et } \mathbf{x} \geq \mathbf{0}, \mathbf{z} \geq \mathbf{0}.$$

Dans ce cas, le coût des facteurs fixes à court-terme (\mathbf{z}) ne jouent théoriquement aucun rôle dans les choix à court terme d'un agriculteur. Ce résultat ne tient plus dès lors que les risques de production ou de prix sont pris en compte.

²⁵ Selon la convention usuelle, les scalaires sont notés en italiques et les vecteurs en caractères gras. Aussi on a $\mathbf{x}' \equiv [x_1, \dots, x_k]$, K étant le nombre de facteurs de production de court terme.

²⁶ En théorie, les facteurs de production peuvent être définis de façon aussi fine que désiré : types de pesticides, quantité par application...

²⁷ Cette fonction est également supposée concave dans les facteurs de production ce qui indique des rendements d'échelle décroissants, hypothèses généralement acceptée en production végétale.

Bien entendu, si les charges fixes sont trop importantes l'agriculteur décidera d'abandonner la production agricole s'il juge le revenu qu'il en tire inférieur à celui qu'il obtiendrait en exerçant une autre activité. Nous ne considérerons pas cette décision ici, tout au moins explicitement. Cependant, dans la suite nous ne nous contenterons pas d'étudier les effets des changements de politique agri/environnementale ou de techniques envisagés sur les seuls choix de protection phytosanitaire. Nous présenterons les effets de ces changements sur la profitabilité de l'activité agricole, lorsque cela sera nécessaire et possible.

Le fait que la contrainte technique $y \leq f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$ soit automatiquement saturée provient de la forme du programme, *i.e.* de ce que le profit est croissant en y et décroissant en \mathbf{x} (\mathbf{z}) alors que la production est croissante en \mathbf{x} (\mathbf{z}).

Cette propriété a d'importantes implications. En particulier, pour un micro-économiste elle indique qu'un agriculteur rationnel est en théorie toujours techniquement efficace au sens où il exploite au mieux la relation technique qu'il utilise. Il n'a aucun intérêt au gaspillage puisque cela se traduit par une perte de revenu.

Dans ce contexte, si la fonction de production $f(\cdot)$ est correctement spécifiée, toute déviation mesurée par rapport à l'efficacité technique décrite par la condition $y = f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$ résulte d'une mauvaise définition du programme sous-jacent au comportement de l'agriculteur. Autrement dit, juger ou mesurer que l'agriculteur gaspille certains facteurs de production est contraire au principe de rationalité. Si l'agriculteur agit d'une manière inefficace, cette inefficacité n'est qu'apparente et il existe nécessairement des phénomènes qui expliquent les choix observés des agriculteurs qui n'ont pas été pris en compte. Parmi les sources d'explication potentielles de l'écart entre ce que fait un agriculteur et ce qu'on estime qu'il « devrait » faire, on peut citer :

- l'oubli de certains coûts de production,
- l'omission des problèmes liés au risque ou à l'incertitude,
- l'ignorance d'objectifs propres à l'agriculteur non liés à son revenu (*e.g.*, choix de production non exclusivement basés sur des objectifs économiques mais également sur des critères liés à la protection de l'environnement, à la protection de sa santé, pour des raisons liées à l'ergonomie de son travail),
- l'omission de certaines contraintes telles que des problèmes d'accès aux marchés financiers ou des problèmes d'accès à certaines informations.

Dans la suite nous présentons les nombreux mécanismes qui peuvent expliquer l'apparente « sur-utilisation » des pesticides par des agriculteurs par ailleurs parfaitement rationnels.

5.2.2.2.1. Choix optimaux : offre de produit agricole et demande de facteurs de production

La résolution du programme (2b) détermine les choix optimaux des agriculteurs, *i.e.* la demande de facteurs de production de court terme :

$$(3a) \quad \mathbf{x}^{CT} = \mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$$

et l'offre de produit agricole de court terme :

$$(3b) \quad y^{CT} = y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Par construction, ces choix optimaux dépendent des prix p et \mathbf{w} , des quantités de facteurs fixes disponibles \mathbf{z} , de la qualité du site de production \mathbf{q} et de la technique de production utilisée $f(\cdot)$.

La fonction de profit de court terme, qui représente le niveau de profit atteint avec ces choix optimaux est définie par :

$$(3c) \quad \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) = py^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z},$$

Les arguments du profit de court terme sont le prix du produit p , les prix des intrants de court terme \mathbf{w} et les niveaux d'intrants qui ne peuvent être ajustés dans une logique de court terme \mathbf{z} et \mathbf{q} . La marge brute optimale à court terme est elle simplement donnée par :

$$(3d) \quad MB^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv py^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) = \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) + \mathbf{v}'\mathbf{z}.$$

5.2.2.2.2. La notion de productivité marginale

La forme de la fonction $f(\cdot)$ décrit les relations techniques ou agronomiques existant entre les facteurs de production et les volumes de production. Une culture dépend d'autant plus du facteur de production k , d'un strict point de vue technique, que $f(\cdot)$ est « pentue » en x_k , *i.e.* que la productivité marginale de ces produits :

$$(4) \quad Pm_k(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k}$$

est élevée. La productivité marginale de l'intrant k évaluée en \mathbf{x} correspond à l'accroissement du niveau de production consécutif à l'utilisation de la $x_k^{\text{ième}}$ unité d'intrant k , *i.e.* à ce qu'apporte en terme de produit agricole la dernière unité d'intrant k utilisée. La productivité marginale d'un intrant est généralement décroissante (tout au moins autour de l'optimum) :

$$(5) \quad \frac{\partial Pm_k(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k} \equiv \frac{\partial^2 f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k^2} \leq 0$$

ce qui indique que ce qu'apporte un intrant décroît avec l'utilisation de cet intrant. Dans le contexte de la production agricole, cette condition reflète l'idée des facteurs limitants. Lorsqu'un intrant est peu utilisé, il peut faire partie des facteurs limitants. En utiliser une unité supplémentaire accroît donc fortement la production. Lorsque cet intrant est utilisé en grande quantité, il a peu de chance de faire partie des facteurs limitants et en utiliser une unité supplémentaire apporte peu en terme de production.

Dans le cas des pesticides, cette productivité marginale est d'autant plus élevée que :

- la culture est naturellement sensible en quantité et/ou en qualité aux problèmes sanitaires (horticulture, maraîchage...),
- les caractéristiques du site de production sont médiocres en matière sanitaire,
- les pesticides sont efficaces contre leur déprédateurs-cibles,

et/ou :

- les techniques de production utilisées sont intensives (rotations culturales simplifiées, densité élevée des semis ou des plantations, fertilisation importante, variétés productives et peu résistantes...).

5.2.2.2.3. Les effets des prix sur les choix des agriculteurs

On montre que la demande de court terme d'un facteur décroît en fonction de son prix :

$$(6a) \quad \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq 0$$

et que la production décroît (généralement) en fonction du prix des intrants :

$$(6b) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{w}} \leq \mathbf{0},$$

croît en fonction du prix du produit :

$$(6c) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0$$

et des niveaux de facteurs de production de long terme disponibles et des conditions de production :

$$(6d) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{z}} \geq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq \mathbf{0}.$$

De plus, il existe toujours au moins un intrant dont l'utilisation optimale croît avec le prix de la production :

$$(6e) \quad \exists k = 1, \dots, K \quad \text{tel que :} \quad \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

Lorsque la nomenclature des intrants utilisée est agrégée, *i.e.* lorsque les intrants sont regroupés par fonctions, l'utilisation optimale des différents intrants croît en p . C'est le cas pour la protection phytosanitaire lorsque les principaux types de pesticides utilisés sur la culture considérée sont agrégés par fonction (herbicides, insecticides, fongicides...).²⁸

Cette propriété conduit à remarquer l'influence des soutiens des prix de la Politique Agricole Commune (avant 1992) sur l'utilisation des pesticides (Mahé et Rainelli, 1987), voire l'importance de ces produits dans les cultures spéciales (viticulture, horticulture, maraîchage...).

L'utilisation de facteurs de production tels que les pesticides est principalement déterminée par leur prix (propriété 6a) et le prix du produit agricole. Cependant, puisque le profit est linéaire dans les prix, seuls les rapports de prix comptent pour la détermination des choix optimaux (*e.g.*, si dans le programme (2b) tous les prix étaient multipliés par 2, les mêmes solutions seraient obtenues). Qu'un agriculteur calcule en Euros ou en Francs, il fera les mêmes choix.

Toutes choses égales par ailleurs les pesticides sont d'autant plus utilisés que le rapport des prix de ces produits sur celui de la production considérée est faible. Ceci conduit à analyser avec une certaine prudence les comparaisons d'utilisations de produits phytosanitaires entre pays, ce rapport de prix pouvant être très différent d'une région du Monde à une autre, notamment en raison des interventions publiques sur les prix agricoles.

Cette propriété des demandes peut être simplement analysée à partir de l'équation caractérisant le choix optimal d'un intrant k . A l'optimum, la condition du premier ordre d'une solution intérieure (*i.e.*, non nulle) pour l'intrant k du programme de maximisation (2b) est donnée par :

$$(7) \quad p \frac{\partial f(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k} = w_k \quad \Leftrightarrow \quad p Pm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) = w_k .$$

Cette équation indique qu'à l'optimum (lorsque \mathbf{x} est à son niveau optimal \mathbf{x}^{CT}), la productivité marginale en valeur $PVm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv p Pm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$ d'un intrant k est égale à son prix w_k . Cette condition signifie qu'à l'optimum, la dernière unité d'intrant k utilisée rapporte autant à l'agriculteur que ce qu'elle lui coûte. Montrer de manière heuristique que cette équation est une condition d'optimalité est relativement aisé compte-tenu de la condition (5). Si, à partir du choix optimal \mathbf{x}^{CT} , l'agriculteur décidait de diminuer d'une unité (petite) la quantité d'intrant k , d'un côté il économiserait $w_k \text{ €}$ d'intrants k , mais de l'autre il perdrait $p Pm_k(x_k^{CT} - 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ €}$ en terme de valeur produite. Compte-tenu de la décroissance la productivité marginale de l'intrant k , on a :

$$p Pm_k(x_k^{CT} - 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq w_k .$$

Cette inégalité montre que réduire les quantités d'intrant k utilisées par rapport à l'optimum conduit à perdre plus en terme de production qu'à économiser en matière de dépense d'intrant k .

A l'inverse, si l'agriculteur décidait d'utiliser une unité d'intrant k supplémentaire, d'un côté il gagnerait $p Pm_k(x_k^{CT} + 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ €}$ en terme de valeur produite, mais de l'autre il augmenterait ses dépenses d'intrants k de $w_k \text{ €}$. La décroissance de la productivité marginale de l'intrant k , montre alors qu'on a :

$$p Pm_k(x_k^{CT} + 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \leq w_k .$$

Cette inégalité montre que l'agriculteur n'a pas intérêt à utiliser plus d'intrant que la quantité optimale définie par x_k^{CT} . Puisque l'agriculteur perdrait à utiliser plus ou moins d'intrant k que la quantité x_k^{CT} , x_k^{CT} est bien la quantité optimale d'intrant k qu'il doit utiliser.

Si la dernière unité d'intrant k apporte autant en terme de revenu brut que ce qu'elle lui coûte, les quantités d'intrant k utilisées jusqu'à cette dernière unité accroissent plus la production en valeur que ce qu'elles coûtent, ce qui conduit à un profit ou revenu net positif pour l'agriculteur.

²⁸ La propriété (6^e) indique qu'il peut exister des intrants dont la demande diminue avec l'augmentation du prix du produit agricole. Ce phénomène se produit lorsqu'une nomenclature (rarement disponible !) très fine des facteurs de production est utilisée, *i.e.* lorsque \mathbf{x} contient des facteurs très substituables entre eux.

Conformément à l'intuition, le profit de court terme décroît en \mathbf{w} :

$$(8a) \quad \frac{\partial \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{w}} \leq \mathbf{0},$$

et croît en p :

$$(8b) \quad \frac{\partial \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

Le calcul des effets représentés par (8a) et (8b) est important pour comparer l'impact de différentes mesures économiques et/ou environnementales sur le revenu des agriculteurs, et par suite sur l'activité agricole elle-même et l'acceptabilité de ces mesures.

De même, si \mathbf{q} est effectivement un indicateur de la qualité agronomique du site d'exploitation comme l'indique la condition :

$$\frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq \mathbf{0},$$

alors on montre qu'un producteur bénéficiant de bonnes conditions dégagera plus de marge brute qu'un producteur bénéficiant de moins bonnes conditions :

$$(8c) \quad \frac{\partial MB^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq 0.$$

Ceci dit, il convient de remarquer qu'une partie des bénéfices liés à la qualité agronomique des terres est captée dans le prix de location ou d'achat de la terre.

5.2.2.2.4. La notion d'élasticité-prix

Dans l'optique de l'estimation des effets des politiques de taxation, il est usuel de calculer ce que les économistes appelle des élasticités-prix, de court-terme ici. Pour un facteur de production k , trois types d'élasticités peuvent être définies :

l'élasticité-prix propre :

$$(9a) \quad \theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln w_k},$$

l'élasticité par rapport au prix du produit :

$$(9b) \quad \theta_{kp}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln p}$$

et les élasticités-prix croisées par rapport aux prix des autres intrants (variables ici) :

$$(9c) \quad \theta_{kl}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln w_l}.$$

L'élasticité prix-propre de l'intrant k , $\theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$, mesure l'évolution en % de l'utilisation (optimale) de l'intrant k , $x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$, suite à une augmentation de 1% de son prix w_k . Les autres élasticité s'interprètent de la même manière.

On définit de manière analogue des élasticité décrivant l'effet des prix p et \mathbf{w} sur l'offre du produit agricole :

$$y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Compte tenu de ce que la demande d'intrant k est décroissante en w_k (propriété 6a), l'élasticité prix-propre d'un intrant est toujours inférieure ou égale à 0. Schématiquement, l'élasticité-prix propre d'un intrant est faible en valeur absolue si :

- cet intrant est très important techniquement, *i.e.* si la production décroît très rapidement lorsque que l'utilisation de cet intrant diminue *ceteris paribus*

et/ou si :

- cet intrant n'a pas de substitut économiquement viable, *i.e.* s'il n'existe pas de moyen de se passer de cet intrant pour un revenu net proche.

Le concept d'élasticité-prix propre d'un intrant pour une production peut donc être utilisé comme un indicateur synthétique de dépendance de cette production par rapport à l'intrant considéré. Plus cette élasticité est faible en valeur absolue, plus la culture considérée dépend de cet intrant. Cependant, il convient de rappeler que la dépendance alors mesurée est autant technique qu'économique.

Par exemple, si une culture est très sensible à une maladie contre laquelle on peut lutter efficacement avec un fongicide (k) et si ce fongicide est le seul sur le marché, son élasticité-prix propre sera faible en valeur absolue, voire nulle. Dans ce cas, une augmentation drastique du prix du fongicide pourrait même se traduire par un abandon de la culture considérée.

Supposons maintenant qu'une variété résistante (1) de la culture considérée arrive sur le marché, deux cas se présentent. (a) Si la variété résistante est relativement bon marché dans le sens où l'agriculteur peut obtenir des marges avec la variété résistante mais sans fongicide légèrement inférieures à celles obtenues avec la variété sensible mais avec fongicide, alors l'élasticité-prix propre du fongicide deviendra élevée en valeur absolue. L'agriculteur pouvant changer de pratiques sans perdre de manière significative en terme de marge, une augmentation du prix du fongicide, même limitée, peut diminuer de manière sensible le recours au fongicide. (b) En revanche, si la variété résistante est relativement chère dans le sens où la marge avec variété sensible et fongicide est sensiblement plus importante que celle obtenue avec la variété résistante,²⁹ une augmentation limitée du prix du fongicide ne modifiera que peu le choix de l'agriculteur. Il continuera à utiliser la variété sensible avec le fongicide. Il serait nécessaire d'augmenter fortement le prix du fongicide pour que le agriculteur considéré décide de changer ses choix d'intrants. Dans ce cas, l'élasticité-prix propre du fongicide demeure faible en valeur absolue.

Cet exemple simple montre que l'élasticité-prix de la demande d'un facteur dépend autant des aspects techniques de la production agricole que du contexte économique (niveaux des rapports de prix). De même, il montre de manière heuristique que si un intrant a une faible élasticité-prix propre (en valeur absolue) est fortement taxé, l'impact négatif de cette taxe sur le profit de l'agriculteur sera important.

Le débat autour des effets des taxes sur les pesticides se focalise souvent autour de la notion d'élasticité-prix propre des pesticides. En effet, si cette élasticité-prix est faible en valeur absolue, une taxe sur le prix des pesticides aurait un effet limité sur l'utilisation de ces intrants et aurait un effet sur le revenu des agriculteurs d'autant plus négatif que le niveau de la taxe est élevé.

Les discussions que nous avons pu avoir avec nos collègues non-économistes montrent que ces derniers ont tendance à considérer que l'élasticité-prix propre des pesticides est très faible en valeur absolue. Si une seule culture est considérée et si les autres quantités d'intrants sont maintenues au même niveau (pour un rendement objectif constant), ils ont certainement raison puisqu'il existe peu d'alternatives aux pesticides chimiques, *i.e.* pour une efficacité technique et des coûts similaires. Cependant, les agriculteurs ont d'autres possibilités qu'une simple réduction de l'utilisation des pesticides pour contourner les effets d'une hausse du prix de ces produits. Ils peuvent par exemple modifier leurs pratiques culturales pour rendre leurs cultures moins dépendantes de l'utilisation des pesticides ou encore modifier leurs assolements pour éviter de cultiver les produits dont la protection phytosanitaire est onéreuse.

Il convient donc de relativiser la question de l'élasticité-prix propre des pesticides. Dans un cadre plus large que celui de cas mono-produit et des choix de production de court-terme, la dépendance de l'activité agricole face aux intrants chimiques tend à nettement diminuer. En effet, la suite de cette section montre que l'élasticité-prix propre des pesticides est plus importante à long terme qu'à court terme et dans un cadre multi-produit que dans un cadre mono-produit.

²⁹ Compte-tenu des mécanismes de marché à l'œuvre, cette situation ne peut survenir que si les coûts de production et de distribution des variétés résistantes sont sensiblement plus élevés que ceux des variétés « conventionnelles ». Ces conditions sont discutables.

5.2.2.3. Comportement de long terme : cas de la mono-production

Jusqu'à présent, seuls les choix de court-terme ont été considérés. Cependant, dans une logique de plus long terme les agriculteurs ont plus de possibilités d'ajustement par rapport à l'évolution du contexte économique. Dans ce cadre, l'agriculteur peut chercher à ajuster ses intrants fixes à court terme \mathbf{z} , *i.e.* il peut investir en matériel voire en formation, ajuster sa main d'œuvre salariée, louer ou acheter de la terre...

A propos de la fixité des facteurs, deux points importants doivent être soulignés ici :

- La terre est un facteur de production assez particulier. En effet, le marché de la terre est très rigide et dans des pays où elle est en quantité relativement limitée, il est plus approprié de considérer que les surfaces arables sont assez difficilement ajustables, l'idée de marchés homogènes et flexibles étant peu pertinente dans le cas de cet intrant. Néanmoins, le phénomène du retournement des prairies ou l'agrandissement continu des exploitations françaises tend à prouver que l'ajustement des quantités de terre cultivée s'opère progressivement. Enfin, même si la quantité de terre disponible est quasiment fixe à court terme pour un exploitant, ce dernier a *a priori* toute latitude pour choisir ses assolements.
- Dans la mesure où de nombreux travaux de la littérature concernent l'agriculture nord-américaine, il convient de garder à l'esprit certaines différences concernant les marchés du travail européen et nord-américain. Pour diverses raisons institutionnelles, la main d'œuvre peu ou non qualifiée est relativement meilleure marché au Etats-Unis qu'en Europe de l'Ouest. De même, l'ajustement de la main d'œuvre est plus aisée aux Etats-Unis qu'en Europe de l'Ouest. Cet aspect est à considérer pour l'adoption de pratiques intensives en main d'œuvre (peu qualifiée).

Le comportement de long terme d'un agriculteur peut être formalisé sous la forme du programme suivant :³⁰

$$(10) \quad \underset{y, \mathbf{x}, \mathbf{z}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \quad \text{s.c.} \quad y = f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \quad \text{et} \quad \mathbf{x} \geq \mathbf{0}, \mathbf{z} \geq \mathbf{0}.$$

Nous supposons ici, comme c'est le cas en général, que l'agriculteur a intérêt à exploiter l'ensemble des terres dont il dispose et qu'il choisit d'exploiter plutôt que d'abandonner la production. La seule différence de ce programme par rapport au programme de court-terme (2) est que dans le programme de long terme (10), le producteur peut ajuster les quantités de facteur de long-terme \mathbf{z} .

La résolution de ce programme définit les choix optimaux de long terme des agriculteurs, *i.e.* les demandes des facteurs de production qui avaient été considérés comme fixes à court terme :

$$(11a) \quad \mathbf{z}^{LT} = \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}),$$

la demande de long terme des facteurs de production variables (à court terme) :

$$(11b) \quad \mathbf{x}^{LT} = \mathbf{x}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) = \mathbf{x}^{CT} \left[p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q} \right]$$

et l'offre de long terme de produit agricole de court terme :

$$(11c) \quad y^{LT} = y^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) = y^{CT} \left[p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q} \right].$$

Ces choix optimaux de long terme définissent alors la fonction de profit de long terme :

$$(12) \quad \begin{aligned} \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) &\equiv py^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \\ &= \pi^{CT} \left[p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q} \right] \end{aligned}$$

³⁰ Bien entendu, dans une logique de long terme et dans l'optique de choix d'investissements, il serait en principe nécessaire de considérer une fonction de profit inter-temporel cumulant les profits actualisés sur la période d'investissement considérée. Cependant, si ce type d'approche permet d'analyser les flux d'investissements et les comportements associés, elle requiert un examen approfondi des différentes sources d'incertitude et/ou de risque caractérisant l'investissement dans le secteur agricole ainsi que les anticipations des agriculteurs par rapport aux évolutions futures de leur secteur. Ces points débordent largement du cadre de cette introduction et seront, tout au moins en partie, abordés par la suite. L'objectif de ce paragraphe est d'analyser l'effet des possibilités de choix des agriculteurs et du contexte de prix sur leur comportement.

Contrairement aux fonctions d'offre, de demande et de profit de court terme, ces fonctions ne dépendent plus de \mathbf{z} mais de \mathbf{v} , les intrants fixes à court terme étant supposés être à leur niveau d'utilisation optimal de long terme. Comme dans le cas des fonctions de court terme, la forme de ces fonctions dépend de celle de la fonction de production $f(\cdot)$.

Ces fonctions de long terme ont les propriétés décrites précédemment pour les fonctions de court terme. Mais si conceptuellement ces fonctions sont analogues à celle décrites pour le court terme, la comparaison des réactions des fonctions de long terme et de court terme face à des évolutions du contexte économique s'avère fondamentale.

Il est en effet possible de montrer que les effets des variations de certains prix sur l'offre de produit et les demandes de facteurs variables sont toujours plus importantes en valeur absolue à long terme qu'à court-terme. En particulier, l'effet d'une hausse du prix du produit sur l'offre de ce produit s'accroît dans le long terme :

$$(13a) \quad \frac{\partial y^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

De même, l'effet d'une hausse du prix d'un intrant k se traduit par une baisse de la demande de cet intrant plus importante à long terme qu'à court terme :

$$(13b) \quad \frac{\partial x_k^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq 0.$$

En terme d'élasticités-prix propres, cette propriété se traduit par l'inégalité :

$$(13c) \quad \theta_{kk}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln[x_k^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})]}{\partial \ln(w_k)} \leq \theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q}) \leq 0,$$

les élasticités-prix propres des intrants sont toujours plus importantes en valeur absolue à long terme qu'à court terme. Ces différences entre élasticités de long terme et de court terme s'avèrent particulièrement importantes lors de la comparaison des résultats des travaux d'analyse quantitative.

Les propriétés définies ci-dessus traduisent simplement le fait que les possibilités offertes par l'ajustement à long terme de certains facteurs de production permet de mieux profiter des hausses des prix des produits agricoles et de mieux éviter les effets néfastes de la hausse du prix des intrants.³¹

Les différences entre comportements de long terme et de court terme peuvent être illustrées à l'aide de l'exemple suivant. Si les prix des herbicides devaient augmenter de manière importante, à court terme les agriculteurs auraient relativement peu de choix si ce n'est réduire l'utilisation de ces intrants, voire modifier leurs niveaux de fertilisation et leurs objectifs de rendement. A plus long terme, ils pourraient envisager d'acheter du matériel spécifique de désherbage mécanique et de modifier leurs itinéraires techniques (adaptation des dates de semis, des pratiques de fertilisation...), *i.e.* d'investir dans du matériel et dans une formation spécifiques.³² De ce fait, ils pourraient rendre leurs pratiques moins dépendantes des herbicides et donc moins en utiliser.

La disponibilité de ces méthodes alternatives et/ou de ces formations peut certes poser problème à court terme ou à moyen terme. Cependant, raisonner à plus long terme offre certaines perspectives :

- D'une part, il existe actuellement des techniques de protection phytosanitaire, voire de production, permettant de limiter l'utilisation des pesticides. Ces techniques sont peu diffusées actuellement car jusqu'à présent moins rentables que les techniques conventionnelles. Cependant, dans le cas de cultures comme celles du blé, les résultats du Club des Cinq

³¹ Cette propriété dérive du principe de Le Châtelier-Samuelson. Schématiquement, ce principe indique que les contraintes imposées sur un programme d'optimisation se traduit par une certaine réduction des effets d'ajustement aux évolutions des paramètres de ce programme d'optimisation. Par exemple, s'il est interdit aux agriculteurs de modifier d'autres choix que celui des quantités de pesticides alors ils auront peu de possibilités d'ajustement aux effets d'une taxe sur le prix des pesticides.

³² Cependant, il convient ici de noter l'importance de la nature du changement du contexte économique. En effet, si la hausse du prix de l'intrant n'est que transitoire ou accidentelle, les agriculteurs peuvent juger ces investissements inutiles. En revanche, ces investissements seront rapidement réalisés si les agriculteurs savent ou anticipent que cette hausse du prix des herbicides sera pérenne.

(Rolland *et al.*, 2003) montrent que de nouvelles variétés de blé résistantes à certaines maladies et associées à une fertilisation et à une protection phytosanitaire raisonnées offrent des alternatives intéressantes aux techniques utilisées jusqu'à présent. La diffusion de ces variétés et techniques pourrait être favorisée par un accroissement du coût relatif des pesticides et de la fertilisation. Autrement dit, une hausse du prix des pesticides ou/et des engrais accroîtrait la rentabilité relative de ces nouvelles pratiques et par, conséquent, pourrait favoriser leur adoption à moyen terme moyennant un apprentissage des agriculteurs. Cette adoption permettrait une réduction de l'utilisation des pesticides que ne permet pas une logique de court terme.

- D'autre part, la création de nouvelles techniques de production et/ou de protection phytosanitaire peut être stimulée par ce nouveau contexte économique. Cet effet, dit des innovations induites ou de progrès technique endogène par rapport aux prix, est un effet de long terme bien connu (Binswanger, 1974, Hayami et Ruttan, 1985). Les mécanismes en jeu sont relativement simples dans l'exemple présenté ici. La hausse du prix des pesticides accroît la demande des agriculteurs pour des méthodes de lutte ou de production alternatives et des formations à l'utilisation de ces méthodes. Face à cette demande, la mise au point et la vente (sous une forme adaptée) de nouvelles méthodes de lutte (voire l'utilisation de méthodes connues mais non rentables dans l'ancien contexte économique) devient rentable et une offre se crée sous l'impulsion de précurseurs dynamiques. Le mécanisme décrit ici met en jeu un phénomène de modification du marché de la protection phytosanitaire et de la R&D du secteur privée. Il peut également mettre en jeu une réorientation de la recherche du secteur public.

Comme cela sera présenté dans les parties 5.3 et 5.4, plusieurs types de problèmes contribuent à freiner les mécanismes évoqués. Parmi ces problèmes, le plus important est certainement celui de la phase de transition de la situation actuelle (équilibre ou optimum actuel) à celle de long terme (équilibre ou optimum de long terme).

Le principal avantage de la logique de long terme par rapport à celle de court terme, c'est là un point important, est que les effets néfastes des évolutions de prix sur le profit des agriculteurs sont amortis à long terme alors que leurs effets bénéfiques sont au contraire amplifiés.

Supposons par exemple que le prix des pommes de terre vendues en été augmente fortement. Un agriculteur peut chercher à tirer profit de cette hausse de prix, soit en augmentant son rendement en pommes de terre, soit en accroissant sa sole en pommes de terre, ce qu'il peut faire à court ou moyen terme. Le problème est qu'il lui faut également agrandir la taille de son hangar de conservation, ce qu'il ne peut faire qu'à plus long terme. Aussi, à court-terme il profitera peu de la hausse du prix des pommes de terre, il ajustera ses choix en fonction de la taille du hangar qu'il a. A plus long terme, une fois un nouveau hangar construit ou l'extension de son ancien hangar réalisée, il pourra accroître de manière significative sa production de pommes de terre et tirer pleinement profit de ce qu'il peut les vendre à bon prix.

D'un point de vu formel, cette intuition se retrouve dans les propriétés présentées ci-dessous. Imaginons une variation du prix p , qui peut prendre les valeurs p^- ou p^+ . On montre que si $p^+ > p$, alors on a :

$$(14a) \quad \pi^{LT}(p^+, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p^+, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

A l'inverse, avec $p^- < p$ on a :

$$(14b) \quad \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{LT}(p^-, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p^-, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Pour ce qui concerne le prix de l'intrant variable k , avec $w_k^+ > w_k$ on a :

$$(15a) \quad \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{LT}(p, w_k^+, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, w_k^+, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$$

alors qu'avec $w_k^- < w_k$ on a :

$$(15b) \quad \pi^{LT}(p, w_k^-, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, w_k^-, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Dans le cas d'une hausse du prix des pesticides, durant la phase de transition où les intrants de long terme ne peuvent être ajustés, les agriculteurs subissent de plein fouet la hausse du prix des intrants supposée ici. Cet effet est évidemment d'autant plus néfaste que l'augmentation de prix est brutale et massive.

En fait, dans l'hypothèse où seul le prix des pesticides évoluerait, suite à une augmentation brutale et importante de ce prix, le revenu des agriculteurs commencerait par fortement chuter pour ensuite augmenter progressivement, suite à l'ajustement par les producteurs des niveaux de leurs intrants de long terme, pour se stabiliser à un niveau qui ne peut dépasser son niveau initial.

Dans le cas de la culture de blé, les résultats du Club des Cinq (Loyce *et al.*, 2001) montrent que les agriculteurs pourraient, en terme de marge brute, limiter assez sensiblement les effets d'une hausse du coût des engrais et/ou des pesticides en adoptant des variétés et des techniques de fertilisation et de protection phytosanitaire raisonnées. D'autres résultats, plus centrés sur le raisonnement des objectifs de rendement, de la fertilisation, de l'irrigation et de la protection phytosanitaire (Nolot et Debaeke, 2003) aboutissent à des conclusions similaires.

Dans le cadre de la mise en place de politiques incitatives, il est courant d'annoncer la mise en place des mesures avant leur mise en œuvre effective. Ceci a naturellement pour but de laisser aux agriculteurs le temps d'adapter leurs investissements à un contexte économique et/ou réglementaire dont ils savent qu'il sera en vigueur à un horizon connu. Cette démarche d'anticipation permet d'éliminer les chutes de revenu liées à la mise en place brutale de mesures de politiques contraignantes.

Dans le cadre d'une économie de marché, l'écart entre les niveaux de profits optimaux entre la situation sans taxe et celle avec taxe dépend de nombreux autres phénomènes. L'un d'entre eux est décrit plus haut, il s'agit des mécanismes d'innovations induites.

Il en existe de nombreux autres, dont les évolutions des prix des marchés connexes à celui de la protection phytosanitaire du pays où la taxe est mise en place. Ces évolutions peuvent être relativement rapides. En particulier, une hausse des coûts de production agricole se traduirait par une baisse de l'offre de ces produits dans le pays où la taxe est mise en place, donc par une augmentation du prix des biens agricoles sur le marché domestique. Cette hausse a tendance à accroître le profit des agriculteurs mais elle est amortie si le pays en question est ouvert au commerce international. Ces effets dépendent de nombreux paramètres (en particulier des élasticités-prix de la demande de ces pesticides et de l'offre des produits) et leur analyse sort largement du cadre de cette étude.

5.2.2.4. Cas de la production multiple

Il a été vu plus haut que, dans le cas de la mono-production, une logique de long-terme permet une meilleure adaptation à des changements du contexte économique qu'une logique de court-terme. A court terme certains ajustements ne peuvent pas être réalisés. Cette idée de plus grande flexibilité des choix ou de plus grand éventail des possibilités d'ajustement se retrouve également lorsqu'on passe d'un contexte de production unique à celui de productions multiples. En effet, les cultivateurs ont non seulement la possibilité de modifier leurs facteurs de production mais également leurs productions, *i.e.* leurs assolements.

Considérons un cultivateur dont la surface arable s peut être allouée à J cultures.³³ Pour la culture j , il utilise s_j unités de surface, des facteurs de production variables en quantité \mathbf{x}_j (achetés aux prix \mathbf{w}) des facteurs de production ajustables uniquement à long terme en quantité \mathbf{z}_j (achetés aux prix \mathbf{v}). Le vecteur des surfaces allouées est noté \mathbf{s} , celui des intrants variables :

$$\mathbf{X}' \equiv [\mathbf{x}'_1, \dots, \mathbf{x}'_j]$$

³³ Pour simplifier nous considérons ici que la surface total est fixe et que l'agriculteur est propriétaire de la terre qu'il exploite. De même, sans remettre en cause les résultats présentés ici, nous négligerons le coût de possession de la terre.

et celui des intrants fixes :

$$\mathbf{Z}' \equiv [\mathbf{z}'_1, \dots, \mathbf{z}'_J].$$

La quantité de produit j est notée y_j , son prix unitaire p_j . Etant donnée la rationalité supposée de l'agriculteur, son comportement dérive d'un programme d'optimisation qui peut être écrit sous la forme suivants :

$$(16a) \quad \underset{\mathbf{y}, \mathbf{x}, \mathbf{z}, \mathbf{s}}{\text{Max}}(\mathbf{p}'\mathbf{y} - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \quad \text{s.c.} \quad g(\mathbf{y}, \mathbf{X}; \mathbf{Z}, \mathbf{s}; \mathbf{q}) = 0 \quad \text{et} \quad \mathbf{X} \geq \mathbf{0}, \mathbf{Z} \geq \mathbf{0}, \mathbf{s} \geq \mathbf{0}, \quad \sum_{j=1}^J s_j = s$$

avec :

$$(16b) \quad \sum_{j=1}^J \mathbf{x}_j = \mathbf{x}, \quad \sum_{j=1}^J \mathbf{z}_j = \mathbf{z}, \quad \mathbf{y}' \equiv [y_1, \dots, y_J] \quad \text{et} \quad \mathbf{p}' \equiv [p_1, \dots, p_J].$$

La fonction de transformation multi-produit :

$$g(\mathbf{y}, \mathbf{X}; \mathbf{Z}, \mathbf{s}; \mathbf{q}) = 0$$

décrit de manière synthétique l'ensemble des plans de production techniquement efficaces. Elle est en théorie suffisamment générale pour représenter toute forme d'effets dynamiques (rotations culturales, dynamiques inter-annuelles des infestations...), de jointures de production, d'effets de gamme, de contraintes agronomiques ou de contraintes dans l'utilisation de certains intrants (*e.g.*, l'agriculteur ne peut s'occuper de deux cultures en même temps...). En ce sens, elle généralise la notion de fonction de production en tenant compte, notamment, des effets des successions culturales ou du partage de certains intrants pour différentes productions.³⁴

La résolution de ce programme conduit aux fonctions d'offre de produits (de long terme) :

$$(17a) \quad \mathbf{y}^{LT} = \mathbf{y}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}),$$

aux fonctions de demande de facteurs de production :

$$(17b) \quad \mathbf{X}^{LT} = \mathbf{X}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \quad \text{et} \quad \mathbf{Z}^{LT} = \mathbf{Z}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q})$$

et aux choix d'allocation de la surface totale s :

$$(17c) \quad \mathbf{s}^{LT} = \mathbf{s}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}).$$

Ces choix optimaux permettent de définir la fonction de profit (de long terme) multi-produit :

$$(18a) \quad \pi^{LT} = \pi^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv \mathbf{p}'\mathbf{y}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}),$$

des profits (de long terme) par production :

$$(18b) \quad \pi_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv p_j y_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q})$$

et des marges brutes (optimisées) par production :

$$(18c) \quad MB_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv p_j y_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}).$$

Dans ce contexte, raisonner à assolement constant revient à artificiellement « rigidifier » le comportement des agriculteurs. En effet, les choix d'assolement procurent à l'agriculteur une plus grande flexibilité, tant pour le choix des productions que pour celui des facteurs de production. Cet éventail de choix lui permet d'adapter son comportement à d'importantes modifications du contexte économique conformément au principe de Le Châtelier-Samuelson évoqué plus haut. Dans l'exemple d'une hausse des prix des intrants chimiques, raisonner à assolement constant revient simplement à se priver d'une substantielle possibilité d'ajustement. Aussi, raisonner uniquement « par culture » amène à surestimer les effets négatifs de ces hausses de prix sur le revenu des producteurs.

Ces changements d'assolements sont limités par des contraintes techniques de successions culturales et se heurtent à des problèmes spécifiques lorsque de nouvelles cultures sont introduites. Les agriculteurs doivent alors acquérir du matériel spécifique, des connaissances agronomiques ou encore trouver des acheteurs. Il est cependant à noter que pour ce qui concerne ces deux derniers points, les agriculteurs sont généralement aidés par les organismes de conseil du secteur agricole (Chambres d'agriculture, Instituts Techniques, INRA...), les coopératives...

³⁴ Il est possible d'intégrer les différentes aides perçues dans le programme d'optimisation présenté ci-dessus afin de prendre en compte l'effet de ces aides dans les choix des agriculteurs (voir, *e.g.*, Guyomard, Baudry et Carpentier, 1996).

Si les effets des prix sur le profit sont relativement simples dans le cadre de ces modèles, les effets des prix sur l'offre des biens et la demande des intrants sont eux plus difficiles à analyser.

Lorsque le prix d'une seule production ou d'un seul intrant évolue cette analyse est aisée et s'apparente à celles réalisées auparavant. Par exemple, si le prix du $k^{\text{ième}}$ intrant de la production j diminue, alors la demande de cet intrant augmenterait sous l'influence de deux effets. Le premier est celui décrit auparavant dans le cas mono-produit. Lorsque la surface de la production j est constante, le coût relatif de l'intrant k diminuant l'utilisation de cet intrant tend à croître, augmentant par là même le rendement par unité de surface de la production j . On parle alors d'effet à la marge intensive. Un second effet tend à amplifier cet effet à la marge intensive. La diminution du prix du $k^{\text{ième}}$ intrant de la production j accroît le profit par unité de surface réalisé sur cette culture *ceteris paribus*. Il devient alors intéressant d'accroître les surfaces consacrées à cette culture devenue relativement plus rentable. Cet effet, dit effet à la marge extensive, tend lui aussi à accroître la demande de l'intrant k de la $j^{\text{ième}}$ culture.

Lorsque les prix de plusieurs intrants évoluent, l'analyse s'avère plus complexe. Si les pesticides de toutes les productions considérées devaient être taxés (à des taux différents), les effets à la marge intensive de ces taxes seraient évidents : les utilisations de pesticides décroîtraient pour chaque unité de surface cultivée, quelle que soit la culture considérée (effet à la marge intensive).

Les effets à la marge extensive sont plus difficiles à analyser. En effet, il peut être intéressant pour l'agriculteur de modifier son assolement afin de limiter les effets de ces hausses de coût d'intrant sur son revenu. Mais compte-tenu de ce que la totalité de sa surface doit (en général) être occupée, si la surface de certaines cultures décroît, celle d'autres cultures doit croître ce qui peut *in fine* accroître l'utilisation totale des pesticides. Aussi, compte tenu de l'évolution de la rentabilité relative des cultures et des contraintes agronomiques limitant les possibilités de choix d'assolement, l'utilisation globale de pesticides sur l'exploitation peut fortement décroître, faiblement décroître, voire dans certains cas croître. Envisager une diminution globale de l'utilisation des pesticides dans ce cas paraît néanmoins raisonnable dans la mesure où les effets à la marge intensive vont tous dans ce sens et où les effets à la marge extensive impliquent très vraisemblablement des choix orientés vers des cultures économes en matière de pesticides.

Ce point illustre d'ailleurs un des principaux problèmes auxquels font face les économistes appliqués, il s'agit du problème de l'agrégation des données disponibles pour la description, l'analyse et la modélisation du comportement des agriculteurs. D'une part, les dépenses en matière d'insecticides, d'herbicides... ne sont disponibles que sous la forme d'un agrégat « dépenses de pesticides ». D'autre part, et c'est certainement là le problème le plus important, ces dépenses sont considérées au niveau de l'exploitation et non par culture. Il est très rare d'obtenir des données ventilées par culture ou des comptabilités analytiques d'exploitation. Même lorsque ces données sont disponibles, elles sont très partielles et ne permettent en aucun cas une analyse systématique des pratiques des agriculteurs.

L'objectif de paragraphe était de décrire les principaux principes et outils de l'analyse micro-économique du comportement des exploitants agricoles. Il a également permis de mettre en évidence deux points :

- l'importance des mécanismes économiques en jeu pour la compréhension des choix des producteurs, d'une part,

et :

- l'importance de l'échelle (culture, exploitation et filière) et de l'horizon de temps de l'analyse, d'autre part.

Il est possible d'illustrer ces points à l'aide de l'exemple d'une augmentation significative du prix des pesticides (*e.g.*, suite à l'instauration d'une taxe). A court terme les effets de cette augmentation devraient être limités sur l'utilisation des pesticides mais très négatifs sur le revenu des agriculteurs. Pour cet horizon temporel les agriculteurs ne peuvent réaliser que des ajustements tactiques.

A moyen terme, ils peuvent envisager des ajustements stratégiques simples comme des modifications d'assolement et des investissements spécifiques dans du matériel relativement peu coûteux.

A plus long terme, ils peuvent envisager l'adoption de pratiques (connues mais non rentables jusqu'à l'augmentation du prix des pesticides) plus économes en pesticides (protection intégrée, production intégrée...) moyennant un investissement en formation et des investissements matériels supplémentaires. Ces ajustements progressifs permettront aux agriculteurs d'utiliser de moins en moins de pesticides chimiques et donc de limiter l'effet de l'augmentation du prix de ces intrants sur leur revenu.

Parallèlement, il convient également de rappeler que les secteurs en amont et en aval du secteur agricole chercheront à s'adapter au nouveau contexte économique induit par l'augmentation du prix des pesticides. Ceci devrait se traduire, notamment, par une modification de l'offre de conseil et d'alternatives à la protection phytosanitaire chimique répondant à la demande des agriculteurs. Ce point sera étudié dans la partie 5.4.

A la suite de cette analyse, il apparaît clairement que si des objectifs ambitieux de réduction de l'utilisation des pesticides devaient être fixés, ceux-ci ne pourraient être atteints qu'à long terme compte tenu des changements de pratiques demandés aux agriculteurs. En effet si les effets de ces mesures peuvent être importants à court terme sur le revenu des agriculteurs pour des résultats médiocres en terme de protection de l'environnement, les possibilités d'ajustement qui s'offrent à plus long terme aux agriculteurs incitent à plus d'optimisme.

5.2.2.5. Analyses empiriques de la protection phytosanitaires : les grandes approches et leurs limites

En pratique, les concepts et outils présentés ci-dessus sont utilisés selon différentes approches. Si en théorie, il existe peu de limites pour la définition des modèles utilisables pour formaliser les technologies de production ou la rationalité des agriculteurs, l'utilisation empirique des outils de la micro-économie pour l'analyse et la modélisation du comportement des agriculteurs se heurte aux problèmes de disponibilité des données. Ces points ont été soulignés par Chambers (1988), Just and Pope (2001) et Mundlak (2001). Ils expliquent pourquoi de nombreuses études micro-économiques demeurent à un niveau théorique ou analytique visant à décrire un mécanisme économique particulier et pourquoi les études empiriques sont généralement menées pour une culture donnée et une région donnée, celles pour lesquelles des données sont disponibles.

L'objectif de ce paragraphe est de souligner les avantages et les limites des approches empiriques généralement adoptées dans l'optique d'un exemple précis : celui de la mesure de l'effet d'un accroissement du prix des pesticides sur leur utilisation par les agriculteurs. Quatre grands types d'approches peuvent être distinguées :

- l'approche bio-économique,
- l'approche par exploitation-type,
- l'approche micro-économétrique et
- l'approche macro-économétrique.

Ces approches se distinguent sur plusieurs aspects :

- leurs objectifs,
- les hypothèses qui les sous-tendent,
- les données qu'elles requièrent et
- la portée de leurs résultats.

5.2.2.5.1. Approche bio-économique

Dans les approches bio-économiques, les fonctions de production utilisées sont soit issues d'expériences agronomiques (e.g., Nolot et Debaeke, 2003), soit issues de modèles d'élaboration de rendement. Dans ce cadre, différentes techniques de production sont d'abord testées sur champ ou simulées (diminution d'utilisation d'engrais, modification des dates de semis...). Les marges brutes moyennes obtenues ou estimées sont calculées puis comparées de manière à déterminer sous quelles conditions de prix ces techniques peuvent intéresser les agriculteurs. D'autres critères de comparaison

des techniques telles que la variabilité estimée des rendements ou la probabilité estimée que le rendement soit inférieur à un seuil donné peuvent également être calculées.

Le principal avantage de cette approche est de pouvoir déterminer l'intérêt de techniques nouvelles, *i.e.* non encore diffusées. Cette approche permet également d'obtenir les effets de ces techniques sur des éléments précis tels que la qualité des produits (taux protéique du blé...) ou les effets de phénomènes particuliers tels que le développement de certaines maladies.

Ses principaux inconvénients sont liés au fait que les résultats obtenus sont souvent spécifiques à une culture, à une région et à une (ou quelques) année(s). Conduire des expérimentations sur plusieurs régions et sur une période longue est coûteux. De même, le calibrage des modèles d'élaboration de rendement requiert des données qui ne sont pas nécessairement disponibles pour une large gamme de conditions pédo-climatiques.

Enfin, les conditions sous lesquelles sont recueillies ces données sont parfois éloignées de celles d'une exploitation réelle (disponibilité de la main d'œuvre, qualité des équipements, tailles des parcelles, connaissances techniques des salariés...).

5.2.2.5.2. Approche par exploitation-type

L'approche par exploitation-type permet de pallier à l'un des inconvénients de l'approche décrite précédemment, *i.e.* au fait que les résultats ne concernent qu'une culture « isolée ». L'idée consiste alors à utiliser les résultats obtenus à partir d'approches bio-économiques ou des données recueillies dans des enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs pour les combiner dans le cadre de modèles de programmation mathématique (voir, *e.g.*, Gohin et Chantreuil, 1999).

Le choix d'une exploitation-type, existante ou fictive, permet alors de caractériser les contraintes (agronomiques, d'utilisation d'intrants, de choix de productions...) spécifiques à cette exploitation sous forme de paramètres calibrés de façon à reproduire une situation de référence, généralement le contexte économique et réglementaire actuel. Il suffit alors d'utiliser les techniques appropriées de programmation mathématique pour déterminer les combinaisons optimales d'intrants et d'assolement dans différents contextes économiques ou réglementaires. Le critère retenu est dans la plupart des cas la maximisation du revenu ou de la somme des marges brutes. Déterminer les choix optimaux dans différents contextes de prix permet d'identifier les principaux effets des déterminants économiques sur le comportement d'un agriculteur qui posséderait l'exploitation-type choisie (*e.g.*, Falconer and Hodge, 2001). Cette approche peut être généralisée, par exemple pour tenir compte des risques de production et de l'aversion face au risque des agriculteurs (Boussard, 1987).

Les principaux avantages et inconvénients de cette approche sont analogues à ceux de l'approche par les modèles bio-économiques.

5.2.2.5.3. Approche micro-économétrique

Afin de contourner le problème de la comparaison des données expérimentales et des données réelles, il est possible d'utiliser les données d'enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs telles que celles issues du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) du SCEES. Ces données peuvent alors être utilisées pour estimer les paramètres des fonctions de production des agriculteurs par des techniques statistiques appropriées dans le cadre de modèles de la forme :

$$(19) \quad y_{nt} = f(\mathbf{x}_{nt}; \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0) + u_{nt} \text{ avec } E[u_{nt}] = 0.$$

L'indice n indique l'exploitation, l'indice t indique l'année considérée. Dans ce modèle, $f(\cdot)$ s'analyse comme l'espérance de production que l'agriculteur n obtient l'année t sachant que cet agriculteur utilise des intrants variables en quantité \mathbf{x}_{nt} , des intrants fixes en quantité \mathbf{z}_{nt} , s_{nt} unités de surface et que son exploitation est caractérisée par \mathbf{q}_n (qualité des sols...) et soumise à des conditions (climatiques)

\mathbf{r}_t . La forme de $f(\cdot)$ est généralement choisie *a priori* et \mathbf{a}_0 est le vecteur de paramètres à estimer à partir des données disponibles. Des approches non-paramétriques sont toutefois de plus en plus utilisées. Disposer de données de panel (d'exploitations suivies sur plusieurs années) permet, tout au moins dans une certaine mesure, de compenser l'absence de données disponibles pour \mathbf{q}_n et \mathbf{r}_t (voir, *e.g.*, Carpentier and Weaver, 1996 et 1997a) tout en considérant certains aspects dynamiques de la production agricole.

Les fonctions de production estimées peuvent ensuite être intégrées dans des programmes de maximisation du revenu ou de tout autre critère d'optimisation. Cette approche est dite « micro-économétrique primale ». Elle est « micro » car elle repose sur l'utilisation de données relatives à des exploitations individuelles. Elle est primale car elle utilise une fonction de production et elle est économétrique car la fonction de production utilisée est estimée à partir de données d'enquête.

Une approche alternative, dite « micro-économétrique duale », consiste à estimer directement les fonctions d'offre et de demande de facteurs (généralement de court terme) dans le cadre de modèles économétriques de la forme :

$$(20a) \quad y_{nt} = g_y(p_{nt}; \mathbf{w}_{nt}, \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0; \mathbf{c}_n, \mathbf{b}_0) + e_{ynt} \text{ avec } E[e_{ynt}] = 0,$$

pour l'offre de produit agricole de court terme et :

$$(20b) \quad \mathbf{x}_{nt} = \mathbf{g}_x(p_{nt}; \mathbf{w}_{nt}, \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0; \mathbf{c}_n, \mathbf{b}_0) + \mathbf{e}_{xnt} \text{ avec } E[\mathbf{e}_{xnt}] = \mathbf{0}$$

pour la demande de court terme d'intrants variables (voir, *e.g.*, Vermersch, 1989).

D'un point de vue économétrique cette approche se heurte à un problème majeur : soit les prix des intrants sont mal mesurés, soit ces prix varient peu ce qui remet en cause l'identification des effets à estimer. L'avantage de l'approche duale est qu'elle permet d'étudier, avec un minimum d'*a priori*, les réponses des agriculteurs aux évolutions du contexte économique. Elle permet également de tester et d'imposer, si cela est souhaitable, toutes les implications d'hypothèses de comportement économique des producteurs (Chambers, 1988).

On peut à ce propos noter que les fonctions d'offre et de demande $g(\cdot)$ dépendent de \mathbf{a}_0 , les paramètres de la fonction de production sous-jacente et d'un nouveau vecteur de variable \mathbf{c}_n et d'un nouveau vecteur de paramètres \mathbf{b}_0 . \mathbf{c}_n décrit certaines caractéristiques de l'exploitant (âge, formation, endettement, ...) et \mathbf{b}_0 décrit les caractéristiques non mesurables des agriculteurs (attitude vis-à-vis de l'environnement...) qui peuvent influencer leurs choix (*e.g.*, Dupraz, Vermersch, Henry de Frahan et Delvaux, 2003).

Comme cela a été évoqué ci-dessus, ces approches se heurtent à plusieurs problèmes.

Le premier est que l'estimation des paramètres de ces modèles repose sur les comportements observés des agriculteurs. Les paramètres estimés reflètent donc uniquement les effets des techniques utilisées par les agriculteurs. Ils doivent donc être utilisés avec prudence dans le cadre d'analyses d'effets de long terme de politiques agricoles ou environnementales.

Ensuite, pour ce qui concerne les pesticides, les seules données disponibles sont généralement les dépenses de ces intrants au niveau de l'exploitation. Travailler avec des données plus fines telles que celles disponibles dans les comptabilités analytiques des agriculteurs (données des centres de gestion, par exemple) et désagrégées, au moins par grands groupes de pesticides, permettraient d'affiner les résultats issus de ces approches. Afin de contourner ces problèmes, les micro-économistes se contentent généralement de travailler sur des systèmes de cultures simples et homogènes au niveau des échantillons dont sont issues leurs données.

Un des principaux problèmes de l'approche micro-économétrique est que, généralement, elle ne permet d'analyser que les choix de court terme des agriculteurs. Même lorsque des données de panel sont disponibles, elles ne concernent qu'un nombre limité de périodes. L'approche macro-économétrique permet d'étudier des phénomènes de long terme mais a d'autres inconvénients.

5.2.2.5.4. Approche macro-économétrique

L'approche macro-économétrique utilise des séries longues mais agrégées au niveau d'un pays (ou de différentes régions). Ces données consistent alors en des séries de quelques dizaines d'années décrivant les niveaux de production, les assolements, les niveaux d'utilisation d'intrants et de prix à l'échelle d'un pays (ou d'une région). Il est alors supposé que l'ensemble des exploitations agricoles du pays est agrégé en une seule. L'idée consiste alors à supposer que si chacune des exploitations est gérée selon une logique donnée, alors l'exploitation agrégée (ou exploitation représentative) est gérée de même. Aussi, ce qui est appelé approche macro-économétrique est en fait une approche micro-économétrique agrégée.

Cette approche permet d'étudier des phénomènes et mécanismes de long terme tels que les effets du progrès technique ou les mécanismes d'innovation induite (voir, *e.g.*, Fernandez-Cornejo and Pho (2002) pour le cas des herbicides aux Etats-Unis). De même, elle permet d'étudier les effets de différentes politiques économiques sur une large échelle et produit des résultats (élasticités...) qui pourront ensuite nourrir des modèles permettant d'étudier les effets macro-économiques de l'évolution du secteur agricole. Par exemple, les élasticités calculées dans le cadre de modèles macro-économétriques sont souvent utilisées en tant que paramètres des modèles d'équilibre général calculable permettant d'analyser les effets de ce qui se passe dans le secteur agricole sur les équilibres des marchés connexes à ceux du secteur agricole (*e.g.*, Gohin, Guyomard et Levert, 2003).

L'approche macro-économétrique est presque exclusivement duale et considère l'estimation de fonctions d'offre et demande agrégées. En dehors des problèmes inhérents à toute agrégation, ses principaux inconvénients tiennent essentiellement à deux aspects des séries longues.

Le premier est que les prix sur longue période évoluent souvent parallèlement, ce qui pose des problèmes pour l'identification de leurs effets propres.

Le second est que sur longue période beaucoup d'autres éléments que les prix affectent la demande d'engrais, de pesticides ou l'offre de céréales. Tenir compte de l'évolution de phénomènes tels que le progrès technique, l'évolution de la qualité des intrants ou des produits, ou l'évolution de la structure du secteur agricole est nécessaire pour identifier les effets du contexte économique mais s'avère difficile en pratique (Mundlak, 2001).

5.2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides

Nous entendons par études classiques les travaux empiriques analysant la demande de pesticides de manière symétrique à celle des autres intrants, c'est-à-dire les travaux ignorant ou négligeant les spécificités des produits phytosanitaires. Ces études peuvent être classées en deux groupes. Le premier est constitué de travaux qui analysent la demande de pesticides à travers l'estimation de fonctions de production. Le second comprend les estimations de fonctions de demande de pesticides dérivées de l'approche duale en théorie de la production.

5.2.3.1. Les estimations de fonctions de production

La plupart des estimations économétriques de fonctions de production intégrant l'intrant pesticide visent à estimer sa productivité marginale et, accessoirement, l'élasticité de sa demande par rapport aux variations de prix.

D'un point de vue méthodologique, ces études sont assez proches dans la mesure où elles emploient toutes³⁵ des fonctions de production simples (Cobb-Douglas) et des données d'entreprises individuelles (Fischer, 1970; Campbell, 1976; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992) ou d'états (Headley, 1968; Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992). Elles utilisent des estimateurs des moindres carrés ordinaires.

³⁵ Tout au moins celles que nous avons recensées.

Tableau 5.2-1. Estimations de la productivité marginale espérée en valeur (\$ américain ou canadien) des dépenses de pesticides reportées dans la littérature

Etude	Données	Année(s) concernée(s) par les données	Estimations de la productivité marginale des dépenses de pesticides (\$ US ou \$ Can.)
Headley (1968)	Etats des Etats-Unis (production agrégée)	1963	Entre 3,90 et 5,66
Fisher (1976)	Producteurs canadiens de pommes	1966	Entre 2,34 et 12,80
Campbell (1976)	Producteurs canadiens de fruits	1970	Entre 11,90 et 12,78
Carrasco-Tauber et Moffitt (1992)	Etats des Etats-Unis (production agrégée)	1987	5,94
Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992)	Producteurs américains de pommes (Caroline du Nord)	1976-1978	~4,4*

* Cette estimation n'est pas directement donnée par Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992). Elle est ici calculée à partir des informations contenues dans l'article publié.

Les productions étudiées sont soit des productions fruitières (Fischer, 1970 ; Campbell, 1976 ; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992), soit des agrégats de l'ensemble des productions d'un état (Headley, 1968 ; Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992). Elles sont toutes nord-américaines.

Bien qu'elles soient réalisées sur des données de nature assez différentes, ces estimations aboutissent à des résultats qualitatifs identiques. L'estimation de la productivité marginale espérée en valeur des dépenses de pesticides est très élevée (cf. Tableau 5.2-1.). Par exemple, dans l'étude classique de Headley (1968), un dollar de pesticides rapporte à la marge entre 3,90 et 5,66 dollars en terme de production. Ces estimations tendent donc toutes à montrer que la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires serait très coûteuse pour l'agriculture nord-américaine.

Puisque l'estimation de la productivité marginale espérée en valeur des pesticides est supérieure à leur coût marginal, ces derniers apparaissent sous-utilisés par rapport à leur niveau de maximisation du profit espéré. Ce résultat économétrique est en contradiction avec les avis des experts en protection des cultures. La plupart des auteurs de ces études considèrent donc que leurs calculs de la productivité marginale en valeur des pesticides sont probablement affectés d'un biais positif.

Deux éléments sont généralement avancés pour expliquer cette surestimation.

Le premier part d'une critique des formes fonctionnelles usuelles de fonction de production. Ces dernières seraient inadéquates pour représenter correctement l'effet des pesticides sur la production agricole (Lichtenberg et Zilberman, 1986 ; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992). Nous analysons ce point dans la sous-section 5.2.4.2.

Le second est d'ordre statistique. L'utilisation des estimateurs des moindres carrés ordinaires conduit à des estimations biaisées si les choix d'intrants des agriculteurs sont corrélés aux termes d'erreur de la fonction de production. Bien que souvent évoquée, cette seconde source de surestimation de la productivité des pesticides n'a donné lieu qu'à de très rares travaux³⁶. Elle a été mise en évidence par Carpentier (1995), puis Carpentier et Weaver (1996, 1997a). Ces auteurs utilisent un échantillon de 800 producteurs français de grandes cultures suivis entre 1987 et 1990 par le RICA. Ils montrent alors que pour cet échantillon, un franc de pesticides rapporte à la marge 0,95 franc de produit agricole, ce qui est plus conforme à l'intuition économique et à l'avis des agronomes.

³⁶ Les résultats des travaux d'Antle (1988), Antle et Pingali (1994), Antle et Capalbo (1994) et Antle, Capalbo et Crissman (1994) concernant ce point ne permettent pas d'examiner la relation existant entre l'hypothèse d'exogénéité des choix d'intrants, qu'il rejettent sans la tester, et l'éventuelle surestimation de la productivité marginale espérée des pesticides.

5.2.3.2. Les estimations de fonctions de demande

Peu d'auteurs publient des élasticités de la demande de pesticides par rapport à leur propre prix (voire d'autres élasticités). En effet, ces intrants sont souvent agrégés avec les autres intrants chimiques (engrais essentiellement) lorsque l'étude n'est pas spécialement menée pour éclairer leur demande (Lopez, 1980 ; Antle, 1984 ; Antle, 1986 ; Capalbo, 1988). Cette agrégation est généralement conduite dans un souci d'économie de paramètres à estimer. Elle traduit aussi le fait que les utilisations des intrants chimiques sont fortement liées.

Les principales³⁷ analyses économétriques de la demande de pesticides basées sur une approche duale concernent essentiellement les Etats-Unis (Fernandez-Cornejo, 1992 ; McIntosh et Williams, 1992 ; Lim, Shumway et Honeycutt, 1993) ou les Pays-Bas (Oskam et al., 1992 ; Lansink, 1993). Toutes utilisent des séries de données agrégées, sauf celles de Oskam et al. (1992) et Oude Lansink (1993) qui utilisent des données de panel issues d'enquêtes auprès d'exploitations individuelles néerlandaises.

Les principales caractéristiques de ces études sont résumées dans le tableau 5.2-2. Les élasticités reportées dans ces études ne permettent pas de dégager de relations générales entre l'utilisation des différents intrants, aussi nous ne les avons pas reproduites dans le tableau 5.2-2. En particulier, les pesticides apparaissent comme des compléments des engrais dans certaines études (Lansink, 1993) alors qu'ils apparaissent comme des substituts de ces intrants dans d'autres (Fernandez-Cornejo, 1992 ; Lim, Shumway et Honeycutt, 1993).

De façon générale, ces études concluent à une assez forte inélasticité de la demande de pesticides par rapport à leur prix. Ces résultats suggèrent que la protection chimique des cultures joue un rôle prépondérant dans les systèmes de production agricole actuels. Ceci est d'ailleurs confirmé par les estimations de leur productivité marginale espérée (Tableau 5.2-1), même si ces dernières paraissent assez discutables. De ce fait, la réduction de l'utilisation des pesticides semble difficile à mettre en oeuvre dans les pays développés. Les niveaux de taxation du prix des pesticides requis pour obtenir une réduction de leur utilisation de 25%, par exemple, sont très élevés. Calculés avec les élasticités présentées dans le tableau 5.2-2., ces niveaux de taxation seraient compris entre 227% et 31% pour l'agriculture des différents états des Etats-Unis et, entre 250% et 114% pour celle des Pays-Bas.

Il est cependant à noter que ces élasticités sont calculées dans le cadre de modèles essentiellement statiques, ce sont des élasticités de court-terme.

Seul Carpentier (1995) met en évidence une élasticité plus importante en valeur absolue, de l'ordre de -1,2. Son approche est cependant très différente de celles utilisées dans les autres études. Il utilise une approche primale et explicite les relations entre pesticides, engrais et intrants variables. Il montre d'ailleurs qu'engrais et pesticides sont compléments au sens de Rader (1968) ce que tendent à prouver les études agronomiques. Enfin, il tient explicitement compte de l'effet de l'aversion face au risque des agriculteurs.

³⁷ Tout au moins les plus citées.

Tableau 5.2-2. Estimations de l'élasticité prix propre de la demande de pesticides reportées dans la littérature

Référence	Etat(s) étudié(s)	Nature des données utilisées	Estimation de l'élasticité prix propre de la demande de pesticides
Fernandez-Cornejo (1992)	Illinois, Indiana (Etats-Unis)	Séries annuelles 1950-1986 Toutes productions	-0.382
McIntosh et Williams (1992)	Géorgie (Etats-Unis)	Séries annuelles 1950-1986 Toutes productions	-0.112
Lim, Shumway et Honneycutt (1993)	Illinois (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.812
	Nebraska (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.349
	Minnesota (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.121
Oskam et al. (1992)	Pays-Bas	Panel 1970-1988 (3258 observations) Toutes productions	-0.22
	Pays-Bas	Panel 1970-1988 Horticulture	-0.29
Lansink (1993)*	Pays-Bas	Panel 1970-1988 (3258 observations) Toutes productions	-0.10

* Elasticités de court terme pour la forme de fonction de profit de Leontief généralisée

Les études classiques s'intéressant à la demande des pesticides sont relativement peu nombreuses par rapport aux études concernant d'autres intrants comme les engrais, le capital ou l'énergie. Ceci provient probablement de ce que les problèmes liés à l'utilisation des pesticides sont apparus dans le débat public après celui de l'érosion des sols (aux Etats-Unis) ou des pollutions par les nitrates (en Europe occidentale).

Cependant, cette absence d'analyses de type classique est aussi à relier à la spécificité de la protection des cultures au sein du processus de production agricole. En effet, la majeure partie des études économiques concernant les pesticides a été conduite en dehors du cadre usuel de la théorie de la production afin de considérer un ou plusieurs aspects particuliers de l'utilisation de ces facteurs de production par les agriculteurs. L'analyse de cette partie de la littérature, de loin la plus abondante, constitue la suite de cette partie.

Elle débute par l'étude des travaux qui s'attachent à définir les propriétés des produits phytosanitaires dans la production agricole. Un constat simple est à l'origine de l'ensemble de ces travaux. Les pesticides sont des intrants spécifiques car ils n'accroissent la production des agriculteurs qu'en éliminant les êtres vivants qui détruisent ou déprécient les cultures.

5.2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole

Les études concernant les effets des pesticides sur la production agricole ont connu une évolution qualitative et quantitative importante depuis quarante ans. Jusqu'au début des années soixante-dix, elles s'intéressent principalement au problème de la protection chimique optimale des récoltes. La définition des doses optimales et des dates optimales des traitements phytosanitaires sont alors les principaux objectifs de ces travaux. Les fondements théoriques de ces études ont été définis par Headley (1972) et Hall et Norgaard (1973). Cette démarche normative emploie des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-produit phytosanitaire.

A partir de la fin des années soixante-dix et en raison de l'importance croissante accordée aux effets négatifs des pesticides sur l'environnement, de nombreux auteurs ont cherché à analyser l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs. Dès lors, les recherches sur la spécification des effets des produits phytosanitaires sur les rendements agricoles a pris deux directions.

La première se situe dans le prolongement des travaux normatifs réalisés à partir des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-pesticide. Elle vise à améliorer la formalisation du rôle protectif des produits phytosanitaires dans les formes fonctionnelles des fonctions de production agricole utilisées pour l'étude du comportement des agriculteurs. Cette voie de recherche a été initiée par Lichtenberg et Zilberman (1986) à partir d'une critique de l'utilisation des spécifications de fonctions de production usuelles pour mesurer les effets des pesticides sur les rendements.

L'objectif de la seconde est la mesure des effets des produits phytosanitaires sur l'aléa de production. Cette voie de recherches s'est beaucoup développée en raison du rôle croissant du risque (de récolte ici) dans l'analyse des décisions des agriculteurs par les économistes agricoles. Just et Pope (1978) sont les précurseurs de l'approche qui est utilisée actuellement.

Les principaux travaux dans ces trois domaines d'étude sont exposés successivement.

5.2.4.1. L'utilisation des modèles biologiques

L'analyse des travaux de Hall et Norgaard (1973), qui se situent dans le prolongement de l'analyse statique de Headley (1972), permet de décrire simplement la construction de fonctions de production utilisant des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-culture et leur utilisation en économie agricole. Ces auteurs formalisent les relations dynamiques liant une culture, une population de déprédateurs et un produit phytosanitaire.

Etant donné le choix d'une fonction de dommage, le coût du traitement et le prix de la production, il est alors possible de calculer la date et la dose optimales du traitement à effectuer en maximisant le profit de l'agriculteur.

Le modèle de Hall et Norgaard (1973) est à la base de la plupart des études utilisant explicitement des modèles biologiques. Il est principalement utilisé³⁸ dans une optique normative pour développer des modèles d'aide à la décision des agriculteurs³⁹. Plusieurs généralisations de ce modèle ont été proposées pour tenir compte de la spécificité des différents déprédateurs des cultures. Talpaz et Borosh (1974) ont généralisé le modèle de Hall et Norgaard (1973) en considérant des stratégies de protection faisant intervenir une séquence de traitements. Blackshaw (1986) a étendu l'analyse précédente à celle des choix de traitements optimaux contre plusieurs déprédateurs de façon simultanée. Thornton (1985) et Moffitt (1986) ont montré comment ces modèles peuvent être utilisés lorsque le niveau initial de la population est inconnu et déterminent des stratégies de lutte optimales en tenant compte de l'attitude des agriculteurs face au risque.

Cette voie de recherches est poursuivie par Davis et Tisdell (2002) pour, notamment, étudier la gestion des problèmes liés à l'apparition de résistances aux pesticides.

Cette approche a l'avantage de reposer sur une modélisation assez fine des relations biologiques qui interviennent dans le cas de traitements chimiques mais aussi dans le cas de méthodes de lutte alternatives à la lutte chimique. Ces modèles sont donc également utilisés pour comparer différentes méthodes de protection contre un même déprédateur (Reichelderfer et Bender, 1979 ; Zacharias et Grube, 1986 ; Harper et Zilberman, 1989 ; Harper, 1991).

³⁸ Dans des formes généralement plus sophistiquées.

³⁹ Voir, par exemple, Harper, Mjelde, Rister, Way et Drees (1994).

Pour ce qui concerne l'analyse du comportement des agriculteurs, ces modèles présentent plusieurs inconvénients. Sur le plan empirique, très peu d'interactions pesticide-déprédateur-rendement sont décrites par des modèles biologiques estimés. Ils ne s'appliquent généralement qu'à un seul déprédateur et à une seule culture et réclament beaucoup de données quant à l'état d'infestation des parcelles. Les économistes agricoles ont donc privilégié d'autres approches pour définir des fonctions de production permettant l'analyse de la demande de pesticides des agriculteurs. Selon ces approches, ces formalisations de la production agricole doivent satisfaire deux exigences :

- intégrer de manière correcte les spécificités des pesticides

et :

- être estimables par les méthodes économétriques usuelles avec les données habituellement disponibles.

Dans la suite de cette section, nous décrivons et analysons les deux principales approches définies dans ce sens, celle de Lichtenberg et Zilberman (1986) et celle de Just et Pope (1978).

5.2.4.2. L'adaptation des spécifications économétriques classiques : l'approche de Lichtenberg et Zilberman (1986)

Comme nous l'avons vu dans la section 5.2.2., la productivité marginale des produits phytosanitaires (en valeur) estimée à partir de formes simples telles que Cobb-Douglas est très souvent supérieure à leur coût marginal. D'un point de vue économique, ce résultat signifierait que les produits phytosanitaires sont sous-utilisés par les agriculteurs, alors que selon les agronomes c'est exactement le contraire.

Lichtenberg et Zilberman (1986) sont les premiers à avoir proposé une explication à ce paradoxe apparent. Ils utilisent des résultats issus de recherches biologiques pour montrer que les fonctions de production utilisées habituellement ne peuvent pas décrire correctement les effets des pesticides sur les rendements. Leur principal argument est la réponse très rapide des rendements agricoles dans la fourchette des doses préconisées. En réponse à ce problème, ils proposent de représenter le rôle protecteur des pesticides à l'aide de fonctions de la forme :

$$(21) \quad y = f(\mathbf{x})k(\mathbf{z})$$

où $f(\cdot)$ représente le rendement potentiel (hors dommages phytosanitaires), \mathbf{x} représente le vecteur des intrants productifs (engrais...), \mathbf{z} représente le vecteur des intrants protectifs (les pesticides essentiellement) et $k(\cdot)$ la fonction d'abattement des dommages phytosanitaires qui est croissante en \mathbf{z} et dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1 (elle a donc les propriétés d'une fonction de répartition). Nous avons recensé trois essais de vérification empirique de ce modèle : Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992), Carrasco-Tauber et Moffitt (1992) et Chambers et Lichtenberg (1994).

L'étude de Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992) utilise des données très précises quant aux quantités des différents produits phytosanitaires utilisés, aux conditions climatiques... Elle ne concerne que la production de pommes en Caroline du Nord (1976-1978). Cette culture assez particulière ne connaît que peu de déprédateurs. Dans ce contexte spécifique, les résultats obtenus amènent les auteurs à conclure en faveur des spécifications de Lichtenberg et Zilberman (1986). La spécification d'une fonction de production classique conduit à une estimation de productivité marginale en valeur des dépenses de pesticides dix fois supérieure à celle obtenue avec une forme de Lichtenberg et Zilberman (1986). Cependant, cette conclusion n'est fondée que sur le contenu intuitif des résultats et non sur la base de résultats issus de tests statistiques.

L'étude de Chambers et Lichtenberg (1994) repose sur l'estimation de fonctions d'offre et de demande de facteurs sur une série de données agrégées pour les Etats-Unis (1949-1990). Le résultat d'un test de cette spécification contre une spécification classique amène Chambers et Lichtenberg (1994) à conclure en faveur de la représentation duale dérivée de la forme de fonction de production de Lichtenberg et Zilberman (1986).

Dans leur étude, Carrasco-Tauber et Moffitt (1992) ont estimé deux types de fonctions de production : une fonction Cobb-Douglas classique et des fonctions Cobb-Douglas dans lesquelles la quantité de pesticides x_1 est remplacée par $k(x_1)$. Trois formes de fonction de répartition ont été choisies pour $k(\cdot)$ (Weibull, logistique et exponentielle). La productivité marginale en valeur des pesticides a été calculée en utilisant les estimations de chacune de ces quatre spécifications. Les données utilisées étaient issues des comptabilités de chacun des Etats des Etats-Unis en 1987. Les productivités marginales en valeur des dépenses de pesticides sont calculées au point moyen de l'échantillon et pour un coût marginal de 1 \$ US.

L'estimation par la forme Cobb-Douglas classique (5,94 \$ US) est nettement supérieure au coût marginal (1 \$ US). Les productivités marginales des pesticides par les spécifications Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ de Weibull (6,88 \$ US) et Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ logistique (7,53 \$ US) sont proches de celle estimée par la forme Cobb-Douglas classique. En revanche, celle estimée par la forme de type Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ exponentielle est beaucoup plus faible (0,11 \$ US). Chambers et Lichtenberg (1994) notent que la forme exponentielle de $k(\cdot)$ ne contient pas de terme constant et que cette contrainte peut être à l'origine de ce résultat surprenant.

Sur la base de ces estimations, rien ne permet donc d'affirmer que les spécifications de Lichtenberg et Zilberman (1986) donnent une solution indiscutable au problème de l'estimation de la productivité des pesticides, tout au moins dans le cas de données agrégées.

La contradiction apparente des conclusions des deux études estimant des fonctions de productions primales (Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992 ; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992) s'explique probablement par le niveau d'agrégation des données utilisées. En effet les fonctions $k(\cdot)$ ne décrivent théoriquement que les relations d'un couple pesticide-déprédateur. Dès lors, leur utilisation sur données agrégées, ne serait ce qu'au niveau d'une exploitation agricole multiproduits, paraît peu pertinente.

Ce point a été mis en évidence et démontré par Carpentier (1995), Carpentier et Weaver (1995, 1996, 1997).

Dans la sous-section suivante, nous présentons l'autre voie de recherches suivie par les économistes agricoles pour analyser l'effet des pesticides sur les rendements agricoles. Celle-ci consiste en l'étude des propriétés de ces intrants sur la variabilité de la production.

5.2.4.3. Les spécifications de technologies aléatoires : l'approche de Just et Pope (1978)

La production agricole est soumise à deux types d'aléas. Les premiers sont d'ordre climatique : humidité, ensoleillement, température... Les seconds sont les dégâts engendrés par les ennemis des cultures. Le premier objectif de la lutte contre les ennemis des cultures est d'éliminer ou de limiter les dommages de ces ennemis. Les produits phytosanitaires doivent donc non seulement accroître l'espérance des rendements en limitant les déprédations des cultures à un niveau acceptable, mais doivent également jouer un rôle sur leur variabilité en éliminant une des sources d'aléas affectant le développement des cultures.

La prise en compte de l'attitude vis-à-vis du risque des agriculteurs a été à l'origine de nombreux travaux sur les effets contre-aléatoires des produits phytosanitaires, tout au moins sur le plan théorique.

Just et Pope (1978) ont montré que les spécifications stochastiques usuelles⁴⁰ de fonctions de production imposent d'importantes restrictions concernant l'influence des facteurs de production sur la variance des rendements. Partant de ces critiques, Just et Pope (1978) ont cherché des spécifications des fonctions de production plus flexibles au niveau du moment d'ordre deux. Ils en ont proposé plusieurs, toutes à hétéroscédasticité paramétrée. La plus utilisée en pratique est celle à erreur additive qui sera présentée ici.

⁴⁰ Telles qu'elles peuvent être dérivées selon l'approche de Zellner, Kmenta et Drèze (1966).

On note y la production aléatoire de l'agriculteur, \mathbf{x} le vecteur des quantités des K intrants utilisés et θ les aléas exogènes⁴¹ (climat, conditions de milieu jouant sur les infestations...) affectant la production. La production peut alors s'écrire :

$$(22) \quad y \equiv y(\mathbf{x}; \theta).$$

La fonction $y(\cdot)$ impose peu de restrictions. Elle décrit simplement les effets de \mathbf{x} et θ , ainsi que leurs interactions sur le site de production.

Utiliser une spécification de Just et Pope (1978, 1979) pour représenter simplement cette production consiste à supposer que y peut se décomposer comme :

$$(23) \quad y \equiv y(\mathbf{x}; \theta) = f(\mathbf{x}) + \theta h(\mathbf{x}); \quad E[\theta] = 0; \quad V[\theta] = 1.^{42}$$

Dans cette spécification, le terme $f(\mathbf{x})$ représente les effets moyens de \mathbf{x} et θ sur la production agricole :

$$(24a) \quad f(\mathbf{x}) \equiv E_{\theta}[y(\mathbf{x}; \theta)].$$

Le terme $\theta h(\mathbf{x})$ représente l'aléa de production autour de la moyenne $f(\mathbf{x})$ et le terme $h(\mathbf{x})$ représente l'écart-type de la production en fonction de \mathbf{x} :

$$(24b) \quad h(\mathbf{x}) \equiv V_{\theta}[y(\mathbf{x}; \theta)]^{1/2}.$$

Cette spécification impose donc peu de restrictions quant à l'effet des intrants sur la variabilité des rendements.

Avec cette spécification, calculer les effets marginaux de l'utilisation d'un intrant sur la variance de la production conduit à :

$$(25) \quad \frac{\partial V_{\theta}[y(\mathbf{x}; \theta)]}{\partial x_k} = \frac{\partial h(\mathbf{x})^2}{\partial x_k}; \quad k = 1, \dots, K$$

Ils sont de signe *a priori* indéterminés puisque les termes $\partial h(\mathbf{x})/\partial x_k$, $k = 1, \dots, K$ le sont. Pour ce qui concerne les produits phytosanitaires, on envisage généralement un effet négatif sur la variance :

$$(26) \quad \frac{\partial h(\mathbf{x})}{\partial x_k} \leq 0.$$

Comme le montrent Horowitz et Lichtenberg (1994) et Carpentier (1995), cette hypothèse est nécessairement vérifiée lorsque les ennemis des cultures constituent la principale source d'aléa sur les rendements. En revanche, elle peut être discutable lorsque l'aléa sanitaire est dominé par l'aléa climatique.

Bien que souvent utilisée pour la construction de modèles théoriques permettant d'analyser la demande de pesticides en avenir risqué⁴³, l'hypothèse (26) a peu été étudiée sur le plan empirique. Les résultats d'Antle (1988) la confirment sur des données provenant d'un échantillon de producteurs californiens de tomates. Ceux de Hurd (1994) et Huang (1993) tendent à montrer que les pesticides n'ont pas d'effet significatif sur la variance des rendements agricoles. Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1997b) confirment également ce résultat pour un échantillon de producteurs français de grandes cultures.

⁴¹ Au sens où la distribution de ce terme ne dépend pas de \mathbf{x} , ce qui est justifié dès lors que ce terme aléatoire représente les conditions climatiques et sanitaires initiales du site de production. L'interaction entre ces conditions et les intrants est représentée par $f(\cdot)$.

⁴² La variance unitaire du terme aléatoire résiduel est une simple normalisation.

⁴³ Voir, par exemple, les travaux de Feder (1979), Antle (1988), Leathers et Quiggin (1991), Carlson et Wetzstein (1993) ou Archer et Shogren (1994).

Les fonctions de production de Just et Pope (1978) ont été très employées par les économistes agricoles pour l'analyse de l'effet des engrais sur la variabilité des rendements. Ceci s'explique par trois raisons. Premièrement, ces fonctions de production sont relativement faciles à estimer.⁴⁴ Deuxièmement, elles peuvent directement être intégrées dans des modèles d'utilité espérée utilisables simplement en statique comparative. Troisièmement, les données concernant les engrais sont généralement plus faciles à obtenir que celles concernant les pesticides.

Les recherches les plus récentes tentent de formaliser l'action des pesticides ou des engrais sur les rendements aléatoires à partir des notions de dominance stochastique. Plus flexibles que les spécifications de Just et Pope (1978), les fonctions de production dérivées de cette approche sont destinées à préciser les conditions sous lesquelles les pesticides ou les engrais diminuent effectivement le caractère aléatoire des rendements agricoles. Ces modèles permettent d'établir des résultats de statique comparative dans un cadre plus général que celui défini par le critère moyenne-variance (Ramaswami, 1992 et 1994 ; Horowitz et Lichtenberg, 1994).

Les travaux sur l'évaluation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole ont été justifiés par une des principales spécificités de ces intrants. Les produits phytosanitaires n'agissent qu'indirectement sur la production agricole. Ils ne sont utilisés que pour éliminer les déprédateurs qui détruisent ou déprécient les cultures. Dans la section suivante, nous présentons les principales études qui ont utilisé ces formalisations de l'action des pesticides sur les rendements agricoles pour analyser le comportement des agriculteurs.

5.2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque

La section précédente montre que le fait que les pesticides n'influencent les rendements des cultures qu'en éliminant les êtres vivants qui les déprécient a été l'origine de nombreux travaux, plus théoriques qu'empiriques, sur la formalisation du rôle des pesticides dans la production agricole.

Cette section montre que deux autres spécificités de la lutte contre les ennemis des cultures ont aussi largement déterminé l'orientation des travaux des économistes agricoles sur la demande de pesticides des agriculteurs. La première concerne le caractère généralement préventif de la lutte contre les ennemis des cultures et le risque de revenu des agriculteurs. Elle est présentée dans la suite de cette partie. La seconde est liée à l'information que les agriculteurs peuvent (pourraient) utiliser pour ajuster leurs décisions de traitements phytosanitaires. Elle est présentée dans la partie suivante.

La nuisibilité et le développement des populations des déprédateurs des cultures sont déterminés par de nombreux facteurs. Parmi les plus importants, on peut citer :

- les conditions climatiques,
- les pratiques culturales des agriculteurs,
- la présence d'inocula ou de spores de champignons, de graines ou de fruits de plantes concurrentes de la culture, de larves ou d'œufs d'insectes nuisibles sur les parcelles au début du processus de production,
- les déplacements des spores (par les vents) et des populations d'insectes volants,
- les relations entre les diverses espèces de déprédateurs.

Bien entendu, du fait de la nature aléatoire de certains de ces facteurs et de la complexité des interactions qui déterminent l'état d'équilibre de l'écosystème que constitue la parcelle agricole, les infestations des cultures peuvent être très variables d'une année à l'autre et d'une parcelle à l'autre. Elles sont donc difficilement prévisibles. De plus, de nombreuses infestations sont difficiles à observer.

⁴⁴ Voir, par exemple, Just et Pope (1979), Babcock, Chalfant et Collender (1987), Love et Buccola (1991), Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1995).

De nombreuses études, menées en France (Carles, 1992 ; Carles et Bonny, 1993 ; Viaux, 1993), au Royaume-Uni (Patterson, 1992) ou aux Etats-Unis (Zilberman et Siebert, 1990; Ikerd, 1991) montrent que la majorité des agriculteurs utilisent des stratégies préventives (voire de lutte systématique) contre les ennemis de leurs cultures. Dans le cas des grandes cultures françaises, cette hypothèse a été vérifiée par Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1996, 1997) à l'aide de modèles économétriques et de tests d'exogénéité des choix de pesticides vis-à-vis de la partie aléatoire de la production.

En résumé, l'objectif de l'utilisation des pesticides paraît plus être l'élimination d'un risque d'infestation que l'élimination d'une attaque de déprédateurs bien identifiée, tout au moins dans les systèmes de production conventionnels. Cette spécificité de la protection phytosanitaire a conduit les économistes agricoles à étudier l'effet de l'attitude des agriculteurs face au risque sur leur demande de pesticides. Nous présentons ici les principaux résultats issus de ces travaux et leurs principales faiblesses.

5.2.5.1. L'idée fondatrice : l'analyse de Feder (1979)

La plupart des auteurs étudiant l'influence de l'attitude des agriculteurs face au risque sur leur utilisation de pesticides se réfèrent à l'étude pionnière de Feder (1979) et, plus récemment, à celle d'Antle (1988).

Les experts en protection des cultures montrent que les agriculteurs utilisent plus de pesticides qu'ils ne le feraient s'ils maximisaient leur marge brute espérée. Dans ce contexte, le problème des économistes agricoles est d'expliquer ou de rationaliser cette « surutilisation » de pesticides. L'explication avancée par Feder (1979) repose sur l'utilisation de résultats standards en micro-économie du choix en avenir incertain. Il s'agit des résultats issus de la théorie de l'utilité espérée dérivée de l'axiomatique de Von Neumann-Morgenstern ou de Savage.⁴⁵ Cette théorie part du constat que la plupart des agents économiques sont averses face au risque et donc tendent à agir de façon à réduire le risque affectant leur revenu. Elle formalise simplement l'idée d'aversion face au risque et développe les moyens de la mesurer et de mesurer ses effets sur les choix des agents économiques.

L'observation montre que la plupart des agents économiques sont plutôt averses face au risque : ils préfèrent généralement un revenu certain à un revenu aléatoire même si ce revenu aléatoire est en espérance égal au revenu certain. L'existence des marchés de l'assurance prouve la validité de ce constat. La plupart des propriétaires de voitures ou de maison préfèrent payer une prime d'assurance qui leur permet d'être remboursés en cas de dommage. Le consentement à payer cette prime mesure l'aversion face au risque de ces propriétaires. En adoptant le contrat d'assurance proposé, les propriétaires de voitures ou de maison sont perdants « en moyenne » dans le sens où la prime qu'ils versent est supérieure à l'espérance de leurs pertes. Si ça n'était pas le cas les compagnies d'assurance ne réaliseraient pas de bénéfices et ne couvriraient même pas leurs frais de gestion. Mais les assurés acceptent ces contrats non pas pour gagner de l'argent en moyenne mais pour éliminer d'importantes sources d'aléa sur le revenu dont ils disposent.

La notion de risque utilisée en économie est différente de celle utilisée en biologie par exemple. La question du risque en économie est liée à la variabilité et non à la probabilité d'occurrence d'un événement défavorable.

Dans ce contexte, l'idée de Feder (1979) est simple. Les pesticides peuvent être vus comme des intrants réduisant le risque de récolte car ils éliminent une des principales sources d'aléas affectant la production agricole, le risque phytosanitaire. L'aversion face au risque des agriculteurs est donc une des sources potentielles d'explication de la « surutilisation » de pesticides.

⁴⁵ Voir, e.g., Laffont (1991a) ou Mas-Colell, Whinston et Green (1995).

Formellement, la logique de l'analyse de Feder (1979) peut être présentée à l'aide des fonctions de Just et Pope (1978, 1979) et du critère moyenne-variance. Nous reprenons donc ici la spécification de fonction de production présentée ci-dessus en supposant, pour simplifier l'exposé, qu'il n'y a qu'un seul intrant (en quantité notée x) :

$$y \equiv y(x; \theta) = f(x) + \theta h(x); \quad E[\theta] = 0; \quad V[\theta] = 1,$$

avec :

$$f(x) \equiv E_{\theta}[y(x; \theta)] \quad \text{et} \quad h(x)^2 \equiv V_{\theta}[y(x; \theta)].$$

Dans ce cas, le bénéfice que le producteur retire de son activité est aléatoire :

$$(27) \quad \pi(x, \theta, p, w) \equiv p[f(x) + \theta h(x)] - wx$$

Si les effets de θ sont difficilement observables ou prévisibles, le producteur devra choisir x sans pouvoir tenir compte des réalisations de θ et donc de θ . Il fait donc face à un choix en avenir incertain. Il ne connaît que les formes des fonctions $f(\cdot)$ et $h(\cdot)$, *i.e.* certaines des caractéristiques des effets de x et θ sur la distribution de sa production. La question est alors de savoir quel critère de choix il va utiliser.

Un agriculteur neutre face au risque ne tient pas compte de l'aléa affectant son revenu. Il cherchera donc simplement à optimiser l'espérance de son revenu :

$$(28) \quad \underset{x}{\text{Max}} E_{\theta}[\pi(x, \theta, p, w)] \quad \Leftrightarrow \quad \underset{x}{\text{Max}} [pf(x) - wx].$$

L'expression de ce programme d'optimisation montre qu'un agriculteur neutre face au risque ne tient pas compte des effets hors-moyenne des intrants. La forme de $h(\cdot)$ n'affecte pas ses choix.

A contrario, un agriculteur averse au risque tient à contrôler l'aléa affectant son revenu. Une manière simple de prendre en compte cette attitude est de supposer que l'agriculteur utilise un critère moyenne-variance :

$$(29) \quad \underset{x}{\text{Max}} E_{\theta}[\pi(x, \theta, p, w)] - \frac{\lambda}{2} V_{\theta}[\pi(x, \theta, p, w)] \quad \Leftrightarrow \quad \underset{x}{\text{Max}} [pf(x) - wx] - \frac{\lambda}{2} p^2 h(x)^2.$$

Dans le programme ci-dessus, le terme λ est un paramètre représentant synthétiquement l'attitude face au risque de production. Il s'agit de l'indice absolu d'aversion face au risque de l'agriculteur qui est supposé constant ici (Pratt, 1964). Lorsque λ est positif, le producteur est dit averse au risque (au sens du critère moyenne-variance). Plus ce terme est élevé, plus le contrôle de la variabilité du revenu importe dans les choix du producteur. On peut aisément voir que ce paramètre est nul lorsque l'agriculteur est neutre au risque.

Le paramètre λ est un paramètre d'attitude qui résume les préférences du producteur face au risque. La question n'est donc pas de discuter la valeur plus ou moins élevée de ce paramètre de préférence (certains sont par nature plus « joueurs » que d'autres) mais d'en tenir compte pour analyser les effets du risque de production et de l'attitude face au risque sur les choix productifs des agriculteurs.

La condition du premier ordre associée au choix de la quantité d'intrant optimale s'écrit (pour une solution intérieure) :

$$(30) \quad p \frac{\partial f(x_0)}{\partial x} = w$$

dans le cas d'un producteur neutre face au risque et :

$$(31) \quad p \frac{\partial f(x_{\lambda})}{\partial x} - \lambda p^2 h(x_{\lambda}) \frac{\partial h(x_{\lambda})}{\partial x} = w$$

dans le cas d'un producteur averse face au risque. Dans l'expression (31) le terme x_{λ} représente le choix optimal d'un agriculteur dont l'aversion face au risque est mesurée par $\lambda > 0$. Dans l'expression (30) le terme x_0 représente le choix optimal d'un agriculteur neutre au risque, *i.e.* pour lequel $\lambda = 0$.

Ces expressions doivent être comparées à celle donnée dans le cas certain, *i.e.* l'équation (8). Dans le cas d'un agriculteur neutre face au risque, l'équation (30) est identique à l'équation (8). La quantité optimale de l'intrant est définie comme celle qui égalise la productivité marginale en valeur moyenne de cet intrant et le prix w de ce dernier. Dans le cas d'un agriculteur averse au risque, la condition déterminant le choix de l'intrant est plus complexe en raison de la présence du terme « correcteur » :

$$-\lambda p^2 h(x_\lambda) \frac{\partial h(x_\lambda)}{\partial x}$$

qui représente l'effet marginal de l'intrant sur la partie de l'objectif du producteur qui concerne le risque. Ce terme est appelé prime marginale de risque de l'intrant. Les éléments composant ce terme sont tous positifs à l'exception du terme :

$$\frac{\partial h(x_\lambda)}{\partial x_k}$$

qui est de signe *a priori* indéterminé.

Lorsque l'intrant considéré accroît la variabilité de la production, ce terme est positif et la prime marginale de risque est négative. Dès lors, le raisonnement adopté dans la section 5.2.2. permet de montrer simplement que $x_\lambda < x_0$, *i.e.* qu'un agriculteur averse face au risque utilise moins d'un intrant générateur de risque de production qu'un agriculteur neutre face au risque placé dans les mêmes conditions.

A contrario, lorsque l'intrant considéré diminue la variabilité de la production, la prime marginale de risque est positive (elle s'« ajoute » à la productivité marginale en valeur moyenne de l'intrant). Il est alors aisé de montrer que $x_\lambda > x_0$. Un agriculteur averse au risque utilise plus d'un intrant qui diminue le risque de production qu'un agriculteur neutre au risque placé dans les mêmes conditions.

Aussi, si les pesticides réduisent effectivement le risque de production, alors les agriculteurs averses face au risque auront tendance à les utiliser au delà du niveau qui permettrait d'obtenir la marge moyenne maximale. Ce surcroît d'utilisation résulte d'une recherche d'assurance revenu de la part de ces agriculteurs.

Dans une large mesure, l'aversion face au risque tend à « rigidifier » les comportements des producteurs vis-à-vis des pesticides. En effet, les agriculteurs ont deux raisons d'utiliser les pesticides : pour accroître leurs productions en moyennes et pour stabiliser ces niveaux de production.

5.2.5.2. Les vérifications empiriques de l'analyse de Feder (1979)

Peu d'études cherchent à vérifier empiriquement l'analyse de Feder (1979), c'est-à-dire cherchent :

- d'une part à vérifier l'hypothèse selon laquelle les pesticides réduisent le risque de production et :
- d'autre part à montrer que les agriculteurs sont averses face au risque comme le suggère leur consommation de pesticides.

Nous en avons recensé quatre, *i.e.*, Mumford (1981), Pingali et Carlson (1985), Antle (1988) et Carpentier et Weaver (1996, 1997). Elles sont néanmoins très différentes.

L'étude de Antle (1988) adopte une approche, dite structurelle, composée de deux étapes. La première consiste en l'estimation de la technologie de production : $y = f(x, \varepsilon)$. La seconde utilise les résultats de la première pour estimer les paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs à partir des conditions du premier ordre de la maximisation d'une fonction d'utilité espérée telle que (31). En utilisant un échantillon de producteurs californiens de tomates, Antle (1988) montre, d'une part que l'utilisation de pesticides accroît l'espérance et diminue la variance du rendement de façon significative, d'autre part que les pesticides sont généralement utilisés au delà de leur niveau de maximisation du profit espéré

par les agriculteurs. Il montre ensuite que les agriculteurs sont, en moyenne, significativement averses face au risque.⁴⁶

Carpentier (1995) à partir de l'estimation d'une fonction de production de Just et Pope (1978) montre que :

- les producteurs français de grandes cultures utilisent au-delà de l'optimum du profit espéré et que :
- les pesticides diminuent la variance des rendements.

Ces deux résultats suggèrent que les pesticides sont utilisés à la fois pour accroître le rendement espéré et pour diminuer la variance de ce dernier. Selon les résultats, le contrôle de la variance des rendements expliquerait en moyenne 10% des utilisations de pesticides.

L'étude de Pingali et Carlson (1985) est basée sur une approche différente. La seconde étape de leur modélisation est identique à la seconde étape de l'approche structurelle de Antle (1988). Cependant, dans l'approche de Pingali et Carlson (1985), l'estimation de la forme de la technologie est remplacée par une interrogation directe des agriculteurs. L'avantage de ce type d'entretien est que la mesure de l'aversion face au risque des agriculteurs n'est pas affectée par les biais éventuellement introduits par l'estimation de la forme de la technologie. En particulier, la méthode par entretien permet de définir la distribution des probabilités de rendement (subjective) telle qu'elle est perçue et utilisée par les agriculteurs et non telle qu'elle est estimée par l'économètre. En utilisant un échantillon d'agriculteurs de Caroline du Nord, Pingali et Carlson (1985) confirment eux aussi la pertinence de l'analyse de Feder (1979).

L'étude de Mumford (1981) est conceptuellement plus simple. Comme Pingali et Carlson (1985), Mumford (1981) détermine la distribution subjective des probabilités de rendement de producteurs anglais de betteraves sucrières par entretien. Il montre ensuite que les décisions de traitement de ces agriculteurs ne sont cohérentes avec leur perception de l'action des pesticides que s'ils sont très averses face au risque.

Deux raisons principales peuvent expliquer l'absence d'études plus nombreuses et plus poussées sur ce sujet. La première concerne les méthodes par entretien qui peuvent s'avérer peu fiables car il semble difficile d'interroger les agriculteurs à propos de concepts tels que la variance (Musser et al., 1986; Anand, 1990). De plus, elles sont coûteuses et ne permettent que de constituer des échantillons de taille limitée⁴⁷. La méthode structurelle employée par Antle (1988) ou Carpentier (1995) a l'avantage d'être utilisable sur les bases de données habituellement disponibles.

Ainsi, peu d'études ont véritablement cherché à vérifier l'analyse de Feder (1979). Pourtant, cette dernière a été à l'origine de nombreux travaux. La plupart d'entre eux sont conduits dans une optique normative. Ils visent, soit à intégrer les exigences d'assurance des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision, soit à déterminer les implications de l'attitude face au risque des agriculteurs pour le choix et la définition des mesures de régulation de l'utilisation des pesticides.

5.2.5.3. L'intégration de l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision

5.2.5.3.1. Aversion face au risque et seuils d'intervention

Un premier groupe d'études vise à intégrer l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision. Cette études ont généralement cherché à généraliser les notions de seuils définies par Headley (1972) et Hall et Norgaard (1973) dans le cas où certains éléments permettant de définir la

⁴⁶ Il teste simplement la validité du modèle de comportement dérivé de la théorie de l'utilité espérée. Pour ce faire, il introduit une constante dans la condition du premier ordre associée au choix des pesticides et puis vérifie qu'elle est bien non significativement différente de 0.

⁴⁷ 28 agriculteurs pour l'enquête de Pingali et Carlson (1985), 30 pour celle de Mumford (1981).

taille de la population des déprédateurs sont inconnus. Dès lors, les notions de seuils utilisées intègrent la volonté d'assurance des agriculteurs et sont fonction de leur aversion face au risque (Webster, 1977 ; Lazarus et Swanson, 1983 ; Thornton, 1985 ; Moffitt, 1986).

5.2.5.3.2. Aversion face au risque et comparaison de techniques de production

D'autres études visent à analyser l'efficacité comparée (selon différents critères) de différentes stratégies de lutte contre un ennemi des cultures.

Afin de tenir compte de l'éventuelle aversion face au risque des agriculteurs, ces études emploient les notions de dominance stochastique du premier ou second (voire au troisième) ordre pour classer les distributions de profit contingentes à l'utilisation d'alternatives différentes de protection phytosanitaire. Ces notions sont intéressantes dans la mesure où elles permettent de comparer des méthodes de lutte contre les ennemis des cultures pour de larges classes d'utilité⁴⁸. Si la distribution du profit générée par la méthode de protection *A* domine au premier (respectivement second) ordre celle générée par la méthode *B*, alors tout agriculteur (respectivement tout agriculteur averse au risque de revenu) préférera la méthode *A* à la méthode *B*.

Zacharias et Grube (1984) par exemple, ont utilisé cette approche pour comparer différentes méthodes de lutte contre les adventices.

Dans le même ordre d'idées mais d'un point de vue purement théorique, Ramaswami (1992) détermine les conditions nécessaires et suffisantes pour que la demande d'un intrant augmente en fonction de l'aversion face au risque du producteur, là encore à partir des notions de dominance stochastique. Ces conditions sont définies sur les propriétés technologiques de l'intrant considéré et pour de larges classes de fonctions d'utilité. Elles sont intéressantes dans la mesure où elles montrent les limites des analyses fondées uniquement sur l'effet des intrants sur la variance de la production.

5.2.5.4. Critiques des modèles utilisés pour l'étude du comportement des agriculteurs face aux risques

A de rares exceptions, les études concernant les relations entre attitudes face au risque et utilisation de pesticides supposent que l'aversion (absolue) face au risque des agriculteurs est constante.⁴⁹ Comme cela a été montré par divers auteurs et récemment conceptualisé par (Kimball, 1990), les effets du niveau de richesse initiale sur les comportements d'assurance des agents économiques sont déterminés par la pente de leur indice d'aversion absolue face au risque en fonction de la richesse. On suppose généralement que l'indice d'aversion absolue pour le risque est une fonction décroissante de la richesse de l'agent, effet connu sous le nom d'« effet Arrow ». Kimball (1990) montre que l'« effet Arrow » tend à pousser les ménages à moins s'endetter que ne le suggère les modèles où l'aversion face au risque est constante en fonction de la richesse initiale. Il qualifie ce comportement de comportement de précaution.

Cet effet de précaution peut être important dans le cas de l'utilisation des pesticides. En effet, le versement d'aides directes aux agriculteurs accroît le niveau « de base » du revenu de ces derniers *ceteris paribus*, réduisant ainsi leurs « besoins » d'assurance par l'utilisation des pesticides par unité de surface totale mais également par unité de surface cultivée.

Dans cette logique, les aides directes de la PAC peuvent également avoir un effet positif en ce qui concerne l'adoption de nouvelles technologies. En effet, elles peuvent stimuler l'adoption de technologies de productions risquées et/ou de rentabilité incertaine en diminuant de manière exogène les besoins d'assurance des agriculteurs.

⁴⁸ Voir Laffont (1991) pour une présentation des principaux résultats relatifs à ces concepts.

⁴⁹ Des travaux plus récents (Saha, 1997 ; Isik et Khanna, 2003) relâchent cette hypothèse, mais ils ne concernent pas les pesticides.

D'autres éléments de la fonction objectif des agriculteurs, non spécifiés dans les modèles, peuvent également induire des comportements de "surutilisation" des pesticides similaires à ceux engendrés par l'aversion pour le risque des agriculteurs. Carpentier (1995) décrit deux situations dans lesquelles un agriculteur neutre face au risque peut être amené à "surutiliser" les pesticides. Elles sont souvent évoquées en tant que sources de biais sur les estimations des paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs (Moscardi et De Janvry, 1977). Dans les deux cas, ces situations sont caractérisées par des imperfections de marché.

La première situation concerne les contraintes d'accès au crédit : l'obligation du remboursement d'un emprunt peut pousser un agriculteur à « assurer » un revenu minimum plutôt qu'à l'optimiser (*e.g.* Roumasset, 1977; Boussard, 1987). Ce type de modèle s'applique aux cas des exploitations qui ne peuvent plus recourir au crédit (*e.g.*, en situation de sur-endettement).

Un agriculteur produisant le fourrage de son élevage pourra chercher à assurer son rendement même s'il est neutre face au risque. Il lui est en général difficile de se procurer sur le marché du fourrage de remplacement.

5.2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole

La majeure partie des études que nous avons présentées jusqu'à présent considère, implicitement ou explicitement, la protection des cultures comme un sous-processus de production qui peut être analysé sans tenir compte des autres décisions des agriculteurs. Cette hypothèse est bien entendu très restrictive. Pourtant, elle n'a été que très rarement examinée dans le détail. L'étude des relations existant entre l'utilisation des pesticides et les autres décisions de production des agriculteurs a essentiellement porté sur un point : l'analyse des pratiques permettant de limiter l'utilisation des pesticides.

5.2.6.1. Pesticides et autres choix de production : complémentarités et substitutions

5.2.6.1.1. Pesticides et variétés résistantes

Zavaleta et Ruesink (1980) mettent en évidence une pratique particulièrement simple permettant de limiter l'utilisation des pesticides sur certaines cultures. Celle-ci consiste à utiliser des variétés de semis d'une même plante résistantes à certaines infestations. Les variétés résistantes étant en général moins productives que les variétés « conventionnelles », l'agriculteur a un arbitrage à faire entre les économies de pesticides d'une part, et la productivité de la variété conventionnelle de l'autre. Dans ce contexte, les choix de variétés de semences sont largement déterminés par les rapports de prix des pesticides et des semences. Mais ces seuls rapports de prix ne sont pas les seuls pertinents dans ce cas. Par exemple, les variétés de blé tendre résistantes testées dans le cadre du Club des Cinq ont en général des taux protéiques inférieurs à ceux des variétés conventionnelles. Aussi, dans ce cas la prime sur le taux protéique intervient également dans la comparaison des rentabilités entre variétés résistantes et variétés conventionnelles (Rolland *et al.*, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001).

5.2.6.1.2. Herbicides et désherbage mécanique

Une étude de Miranowski (1980) a été à l'origine d'une abondante littérature sur la question des pratiques permettant de limiter l'utilisation des herbicides et des insecticides sur le maïs aux Etats-Unis. En estimant les fonctions de demande de ces pesticides pour dix régions américaines (1966, 1971 et 1976), cette étude montre que la demande d'herbicides et d'insecticides du maïs réagit positivement à une hausse du prix de l'énergie et à une augmentation de la part du maïs dans les surfaces cultivées par les agriculteurs. En effet, les labours permettent de lutter mécaniquement contre les adventices du maïs. Aussi, un accroissement du coût de l'énergie tend à réduire l'élimination des

adventices par le labourage et tend à accroître la consommation d'herbicides des agriculteurs. Eiswerth (1991) montre que la substitution entre les labours et l'utilisation d'herbicides conduit aussi à une substitution des effets externes liés au labour (érosion des sols) et de ceux liés à l'utilisation des herbicides (atteintes à la santé humaine et à l'environnement).

5.2.6.1.3. Rotations culturales et état sanitaire des parcelles

La monoculture du maïs permet aux populations d'adventices et d'insectes nuisibles de se développer de manière importante. En revanche, dans les rotations maïs-soja, la présence du soja permet de limiter les populations des adventices concurrentes du maïs car, par sa densité, elle étouffe les autres plantes et les empêche de se développer. De même, le soja n'est pas une culture hôte des populations d'insectes qui infestent le maïs. Aussi, sa présence sur une parcelle après un culture de maïs permet de couper le cycle de reproduction de ces insectes. Finalement, les rotations soja-maïs sur les parcelles permettent de réduire l'utilisation des herbicides et des insecticides du maïs. Zacharias et Grube (1984, 1986) montrent que ces rotations permettent aussi de limiter l'utilisation de pesticides pour éliminer les nématodes infestant le soja.

5.2.6.1.4. Protection phytosanitaire et fertilisation

L'importance du mouvement d'intensification des pratiques culturales pour l'explication de l'utilisation massive de pesticides par les producteurs français de céréales et d'oléo-protéagineux est maintenant bien connue (Meynard, 1991). Nous rappelons simplement ici les principaux déterminants de cette relation entre l'intensification et l'utilisation des pesticides.

Les pratiques culturales intensives peuvent être définies comme l'ensemble des techniques permettant de tirer au mieux profit du potentiel génétique de la plante cultivée, de la qualité des sols utilisés et de l'ensoleillement disponible sur la parcelle considérée. Ces techniques favorisent (augmentation des densités de semis, utilisation de cultivars très productifs mais peu résistants, utilisation massive d'engrais, irrigation, avancée des dates des semis) voire stimulent, dans certaines conditions (utilisation massive d'engrais, irrigation), les infestations des cultures.⁵⁰

Cet aspect est rarement examiné dans la littérature économique concernant l'utilisation des pesticides. Seuls Harper et Zilberman (1989) et Carpentier (1995) analysent formellement et confirment empiriquement les effets de cette endogénéité des infestations par rapport à la fertilisation azotée. Antle (1988) et Wetzstein et Carlson (1993) ne font que l'évoquer.

Carpentier (1995) dans le cas des grandes cultures françaises analyse ces relations sous l'angle de la complémentarité entre fertilisation et protection phytosanitaire. Harper et Zilberman (1989) analysent ces questions sous l'angle des effets externes de l'utilisation d'engrais sur l'état sanitaire des parcelles. Ceci s'explique probablement par la prépondérance des études appliquées à l'agriculture américaine. En effet, cette dernière est, de façon générale, plus extensive que l'agriculture européenne.

Cette absence d'études empiriques et théoriques est assez malheureuse dans la mesure où les pollutions par les pesticides sont souvent liées aux pollutions par les engrais, tout au moins en production végétale. Une meilleure connaissance des relations techniques liant la fertilisation et la protection phytosanitaire pourrait nourrir des travaux sur les éventuelles possibilités de coordination entre les politiques de régulation des pollutions par les engrais et les pesticides.

5.2.6.2. Effet des pesticides sur la qualité des produits

Parmi les déterminants les plus importants de l'utilisation des pesticides on retrouve bien entendu le prix des produits protégés comme le montre l'analyse micro-économique standard et les dépenses des

⁵⁰ Cette idée a été utilisée par Carpentier, Guyomard et Le Mouel (1998, 1999) pour une analyse historique de l'intensification des pratiques culturales européennes en grandes cultures et de son effet en matière de pollutions.

producteurs arboricoles, horticolas, maraîchers et viticoles. Or, dans le cadre de ces cultures l'objectif de la protection phytosanitaire n'est pas seulement quantitatif, il est également qualitatif. Ceci tend à rigidifier la demande de pesticides dans ces systèmes productifs : ces produits sont non seulement utilisés pour accroître les rendements mais également le prix des produits à la vente.

Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992), dans le cas de la culture de pommes en Caroline du Nord, et Starbird (1994), dans le cas de la culture de tomate en Californie, montrent qu'une large part de l'utilisation de certains pesticides n'est pas destinée à accroître la quantité produite mais la qualité de la production. En effet, les produits indemnes de toute trace de piqûre d'insecte ou de pourriture peuvent être vendus sur les marchés de frais qui sont très rémunérateurs. En revanche, les produits légèrement moins sains ou tout simplement à l'aspect visuel moins attirant sont dirigés vers les marchés industriels moins intéressants. On comprend dès lors aisément que le fait de ne pas spécifier ces aspects liés à la qualité des produits peut faire apparaître une "surconsommation" des produits phytosanitaires de la part des agriculteurs.

5.2.6.3. Prix des produits et protection phytosanitaire

L'analyse précédente a montré que les pesticides peuvent avoir des effets sur le prix des produits agricoles parce que ces intrants jouent un rôle au niveau de la qualité. Cependant, le prix des produits agricoles a également un effet important sur l'utilisation des pesticides, et vraisemblablement plus que le prix des pesticides lui-même. Deux arguments peuvent être avancés ici.

Les analyses présentées dans la partie 1 ont montré que le soutien du prix des produits agricoles de la PAC a joué un rôle important dans l'intensification des pratiques culturales des agriculteurs européens essentiellement par deux effets :

- un effet de rapport de prix (Mahé et Rainelli, 1987)

et :

- un effet lié à la complémentarité des pratiques culturales : fertilisation, protection phytosanitaire, dates et densité des semis... (Carpentier, Guyomard et Le Mouël, 1998).

Aussi, une baisse du prix des produits agricoles pourrait avoir l'effet opposé, c'est-à-dire constituer un levier puissant pour la réduction de l'utilisation des pesticides. L'idée est ici que le prix des produits agricoles baissant (ce qui est actuellement une des conséquences des réformes de la PAC entamées depuis 1992 dans le cas des grandes cultures), l'effet des rapports de prix joue en défaveur de l'utilisation des intrants chimiques, ce qui réduit l'incitation des producteurs à exploiter les complémentarités qui les lient entre eux et à exploiter les autres techniques visant à accroître les rendements. Cet éventuel mécanisme d'extensification des pratiques culturales ne sera pas symétrique au mécanisme d'intensification observé en raison des effets du progrès technique.

Ces effets des prix n'ont pas encore été étudiés empiriquement.

Par ailleurs, le niveau des prix des produits agricoles a des implications en terme de gestion du risque. L'équation (31) montre que la prime marginale de risque dépend du carré du prix du produit agricole. Aussi les agriculteurs averses face au risque sont d'autant plus enclins à s'assurer contre le risque de rendement que le prix du produit à protéger est élevé.

Ceci peut notamment expliquer l'importance de la protection phytosanitaire pour les maraîchers, horticulteurs, viticulteurs... Un taux de variation des rendements équivalent en grandes cultures et en maraîchage génère un taux de variation du revenu beaucoup plus important en maraîchage qu'en grandes cultures.

En fait, les cultures maraîchères, fruitières, viticoles et horticolas cumulent tous les éléments qui les rendent dépendantes des pesticides d'un point de vue :

- technique :
 - o cultures pérennes ou à faibles rotations et à hauts niveaux de fertilisation
 - o cultures très sensibles aux insectes et aux maladies
- et :
- économique :
 - o prix élevés des produits (risque)
 - o prix dépendant de la qualité du produit (qualités esthétique et sanitaire).

5.2.6.4. Choix d'assolements, diversification des risques de production et utilisation des pesticides

Lazarus et Swanson (1983) et Zacharias et Grube (1984, 1986) mettent en évidence un autre intérêt des rotations soja/maïs que celui qui permet de « nettoyer » les parcelles. En suivant une stratégie similaire à celle du choix d'un portefeuille d'actifs risqués, un agriculteur peut être amené à choisir un assolement qui lui permet non seulement de pratiquer des rotations culturales mais aussi de diversifier ses risques de récoltes (e.g. Coyle, 1991a, 1991b et 1992).

Ainsi, même lorsque l'aléa sanitaire est la principale source d'incertitude sur les rendements, l'agriculteur ne dispose pas que des pesticides pour limiter le risque affectant son profit. Lazarus et Swanson (1983) montrent de cette manière qu'un agriculteur très averse face au risque n'utilise pas nécessairement plus de pesticides qu'un agriculteur faiblement averse face au risque. Il suffit pour cela que le choix d'assolement soit un instrument de gestion du risque de profit plus efficace que l'utilisation des pesticides.

Babcock, Chalfant et Collender (1987) analysent les effets de cette stratégie de diversification des risques dans le cas de la consommation d'engrais.

5.2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides

L'analyse de Feder (1979) a été à l'origine de deux types d'études concernant la régulation des pesticides. Les unes concernent l'impact de l'aversion face au risque des agriculteurs sur les politiques de taxation des pesticides. Probablement en raison des difficultés liées à l'estimation du rôle des pesticides dans la production agricole et des paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs, ces études n'ont été conduites que sur une base théorique. Les autres envisagent l'intérêt éventuel des politiques d'assurance des récoltes (voire du revenu) des agriculteurs pour la régulation des pollutions par les pesticides. La plupart d'entre elles concernent le système d'assurance récolte mis en place aux Etats-Unis.

5.2.7.1. Politiques de taxation des pesticides et aversion face au risque des agriculteurs

Le premier type d'études se situe dans le prolongement direct de l'analyse de Feder (1979). Il vise à étudier l'influence de l'aversion face au risque des agriculteurs sur leur demande de pesticides.

Les travaux de statique comparative de Leathers et Quiggin (1991) et de Isik (2002), réalisés à partir d'une technologie représentée par une fonction de Just et Pope (1978), sont les plus complets sur ce sujet. Leurs principaux enseignements peuvent être résumés en deux points.

Premièrement, lorsque les pesticides réduisent effectivement la variance de la production, l'aversion face au risque tend à « rigidifier » leur demande par les agriculteurs. En effet, la volonté d'assurance

des agriculteurs crée une inertie de la demande des pesticides en la maintenant à des niveaux relativement élevés.

Deuxièmement, la forme de la fonction d'utilité des agriculteurs est très importante pour l'analyse des effets de diverses politiques de régulation de l'utilisation des pesticides. En effet, de nombreux résultats de statique comparative sont de signe indéterminé lorsque l'utilité des agriculteurs est à aversion absolue pour le risque décroissante en fonction de la richesse, (forme la plus communément admise). En particulier, une taxe sur le prix des pesticides peut accroître la demande de cet intrant si l'utilité de l'agriculteur considéré est caractérisée par un indice d'aversion absolue pour le risque fortement décroissant (effet « Arrow » évoqué plus haut). Cette taxe tend à réduire l'utilisation de pesticides par un effet de rapport de prix classique, mais fait décroître l'ensemble des niveaux de richesse potentiels de l'agriculteur par un effet direct sur le coût de production. Ce second effet tend à augmenter la consommation de pesticides puisqu'il amène les niveaux de richesse potentiels dans une zone où l'aversion face au risque de l'agriculteur est plus forte.

Cet effet de la décroissance de l'indice absolu d'aversion pour le risque tend à plaider en faveur d'une compensation financière directe des agriculteurs si une politique de taxation des pesticides devait être mise en place. Cependant, il conviendrait de quantifier plus précisément cet effet.

5.2.7.2. Politiques d'assurances des récoltes (ou du revenu agricole) et utilisation des pesticides

Le second type d'études concerne les effets de l'assurance financière des récoltes sur l'utilisation des pesticides. La quasi-totalité de ces travaux analysent le système d'assurance financière des récoltes (*Crop Insurance Program*) mis en place par l'USDA aux Etats-Unis et qui, pour des raisons budgétaires devait être réformé à plusieurs reprises, dont la dernière fois en 1996 (Glauber, 2004). Généralement, ces études s'articulent autour de deux axes : le coût élevé de cette politique pour le contribuable américain et ses effets sur l'utilisation d'intrants polluants tels que les produits phytosanitaires.

5.2.7.2.1. L'assurance récoltes et ses difficultés

Le premier axe d'étude concerne essentiellement les faiblesses du système américain d'assurance financière des récoltes. Il n'est pas *a priori* directement relié au problème de la régulation des pesticides mais est intéressant dans la mesure où l'assurance financière des récoltes est souvent considérée comme un substitut des pesticides pour la gestion du risque de rendement des agriculteurs.

Pour chacune de ses cultures, un agriculteur peut choisir différents contrats spécifiés comme suit (Goodwin, 1993). A partir d'une moyenne de ses rendements historiques (sur 10 ans), on détermine le niveau de rendement assurable de l'agriculteur : y_a , pour chacune des cultures qu'il désire assurer. Au début de la campagne, celui-ci choisit le niveau de rendement garanti : y_{gc} (50, 65 ou 75% de son rendement assurable) à partir duquel il perçoit une indemnité égale à $(y_{gc} - y)p_c$, où p_c est un prix spécifié dans le contrat choisi par l'agriculteur parmi trois alternatives (environ 95, 70 ou 60% du prix de fin de campagne prévu par l'USDA). y est le rendement réel de l'agriculteur. Les primes payées par les agriculteurs sont définies en fonction du contrat et sur la base de données reflétant le risque de récolte à l'échelle régionale. Ces contrats sont souscrits pour une seule campagne. En raison du faible taux d'adoption des contrats dans les années 1980, le gouvernement américain a décidé d'aider les agriculteurs en subventionnant une partie de la prime en cas de souscription.

Cette politique s'avère très coûteuse pour le contribuable américain car elle est déficitaire. 80% des agriculteurs américains souscrivent ces contrats. En 2003⁵¹, ils ont souscrit des contrats qui leur ont coûté un total de 1,39 milliards US\$ de prime. Le gouvernement américain a subventionné ces contrats à hauteur de 2,04 milliards US\$. L'année considérée, les agriculteurs ont reçus 3,23 milliards US\$ au

⁵¹ Une année représentative de la fin des années 1990 et des années 2000 (Glauber, 2004).

titre des indemnités pour pertes de récolte (Glauber, 2004). Finalement ce programme d'assurance a coûté en 2003 près de 2 milliards US\$ aux contribuables américains.

Le coût de ce programme d'assurance a donné lieu à la publication de nombreuses études mettant en évidence ses faiblesses. Bien entendu, ces études s'attachent à examiner les problèmes liés aux asymétries d'information spécifiques aux contrats d'assurance. Ces dernières sont engendrées par le fait que les agriculteurs connaissent bien les caractéristiques de leur production et leurs choix d'intrants alors que l'assureur ne les connaît qu'imparfaitement, voire pas du tout. Aussi, de nombreuses études ont été réalisées sur les questions de l'aléa moral, de la sélection adverse ou des deux simultanément⁵² afin d'améliorer la performance actuarielle (en terme de ratio primes payées / indemnités versées) du système d'assurances des récoltes actuellement proposé aux agriculteurs américains.

Nous ne détaillerons pas ici ces études mais soulignons simplement le fait que des contrats d'assurance des récoltes non déficitaires sont assez difficiles à définir pour des raisons classiques en économie de l'assurance.

L'aléa moral⁵³ provient de ce qu'une fois ses récoltes assurées un agriculteur a finalement peu d'incitations à agir comme s'il n'était pas assuré. Quoiqu'il arrive ses « pertes » seront remboursées. Afin de limiter ces effets, les contrats d'assurance proposés n'assurent pas complètement les rendements ou sont spécifiés de telle sorte à ce que l'indemnité versée ne dépend pas du rendement observé sur l'exploitation mais sur le rendement du comté (*county*)...⁵⁴ La partie non assurée des récoltes incite l'agriculteur à faire l'« effort » de limiter ses pertes de rendement. Cet effet serait moins important si le contrat d'assurance pouvait spécifier les pratiques que l'agriculteur doit mettre en œuvre pour les différentes cultures assurées. De tels contrats seraient concrètement impossibles à mettre en place.

Le mécanisme de la sélection adverse repose, non pas sur l'« effort » de production de l'agriculteur, mais sur les caractéristiques de son exploitation. En fait si un contrat de forme homogène est proposé à un ensemble d'agriculteurs, seuls ceux pour qui le contrat est intéressant l'adopteront. Aussi, le contrat sera nécessairement déficitaire pour l'assureur.⁵⁵ La solution consiste alors à spécifier des contrats qui dépendent des caractéristiques de l'exploitation (notamment des rendements historiques des cultures à assurer, ce qui expose le contrat aux problèmes de sélection adverse...).

5.2.7.2.2. L'assurance récoltes et ses effets sur les utilisations d'intrants polluants

Le second axe d'étude se rapporte à l'influence de l'assurance financière des récoltes sur la consommation de pesticides (et d'intrants chimiques en général) des agriculteurs.

Les dépenses de pesticides des agriculteurs au delà du niveau d'optimisation du profit espéré peuvent être analysées comme des dépenses d'auto-assurance. Elles peuvent donc diminuer si les agriculteurs disposent de moyens d'assurance financière de leurs récoltes.

⁵² E.g., Skees et Reed (1986), Nelson et Loehman (1987), Chambers (1989), Quiggin, Karagiannis et Stanton (1993), Miranda (1991), Feinerman, Herriges et Holtkamp (1992), Williams et al. (1993), Horowitz et Lichtenberg (1993), Goodwin (1993 et 1994), Smith *et al.* (1994), Vercammen et van Kooten (1994), Mahul (1999), Just, Calvin et Quiggin (1999), Chambers (2002), Bourgeon et Chambers (2003), Glauber (2004)...

⁵³ Terme consacré mais assez mal choisi.

⁵⁴ En assurance automobile, l'aléa moral provient de ce qu'un assuré est moins incité à prendre des mesures préventives contre le risque d'accident, contre le vol de son véhicule... C'est en partie ce qui justifie le système des franchises (voire des bonus/malus).

⁵⁵ Historiquement les premières assurances automobiles proposées par les mutuelles étaient homogènes. Ce système s'est avéré déficitaire puisque seuls les conducteurs les moins prudents ou vivant dans les régions à « risques » adoptaient ces contrats selon un effet de sélection adverse. Cette question a été résolue par la différenciation des contrats en fonction des régions, en fonction de l'expérience du conducteur...

Même si l'effet d'un contrat d'assurance est en réalité un peu plus complexe que celui présenté ci-dessus, Ramaswami (1994) montre que cette intuition est correcte, tout au moins dans le cas d'une seule production et d'un seul intrant (les pesticides).⁵⁶

Beaucoup de travaux relatifs au système d'assurance américain se sont penchés sur la vérification empirique de résultat et ce d'autant plus que la première d'entre elle (Horowitz et Lichtenberg, 1993) montrait que l'assurance récolte du maïs induisait un accroissement des dépenses par unité de surface de pesticides (+21%) et d'engrais (+19%) dans le Mid-West.⁵⁷ Horowitz et Lichtenberg (1994), d'un point de vue théorique, donnent une explication potentielle de ce résultat. Leur argument s'appuie essentiellement sur le fait que les engrais tendent généralement à accroître la variabilité des rendements. L'assurance de la récolte permettrait de ce point de vue d'utiliser des pratiques plus intensives en terme de fertilisation et donc plus risquées du point de vue du rendement. Ceci amènerait les agriculteurs dont les contrats n'assurent pas une couverture complète du risque à utiliser plus de pesticides malgré leur assurance. Carpentier (1995) avance l'explication de la complémentarité de la fertilisation et de la protection phytosanitaire, non pas au niveau de la variabilité des rendements comme Horowitz et Lichtenberg (1994), mais simplement au niveau des rendements espérés. Ceci dit, les études plus récentes menées sur cette question concluent que les dépenses d'intrants chimiques tendent généralement à diminuer sur les cultures assurées (Smith et Goodwin, 1996 ; Quiggin, Karagiannis et Stanton, 1993 ; Babcock et Hennessy, 1996 ; Wu, 1999).

Les effets analysés dans les études présentées ci-dessus ne concernent cependant que les effets de l'assurance à la marge intensive, *i.e.* pour une culture donnée. Cependant les effets à la marge extensive de l'assurance des récoltes peuvent être également importants. Dans cette logique, Feinerman, Herriges et Holtkamp (1992) montrent qu'un agriculteur peut accroître son utilisation de pesticides lorsqu'il assure financièrement certaines de ses récoltes. En effet, un agriculteur assuré peut choisir d'augmenter ses surfaces des cultures les plus risquées. Dès lors, si les cultures les plus risquées sont aussi celles qui requièrent les quantités de pesticides les plus importantes, l'acquisition d'assurance par cet agriculteur s'accompagne d'une augmentation de sa consommation de pesticides. Wu (1999) montre que l'assurance des récoltes du maïs au Nebraska tend à accroître l'assolement en maïs des agriculteurs du Nebraska au détriment des surfaces en prairie. En fait cet effet à la marge extensive (extension des surfaces consacrées au maïs) sur-compense l'effet de l'assurance sur l'utilisation des pesticides sur les cultures de maïs (baisse des dépenses de pesticides par unité de surface de maïs). Aussi, l'assurance des récoltes de maïs, tous effets compris, tend à accroître les dépenses de pesticides. Soule, Nimon and Mullarkey (2000) et LaFrance, Shimshack et Wu (2001) recensent les études qui aboutissent aux mêmes conclusions.

⁵⁶ Ramaswami (1994) considère l'effet d'une certaine classe de contrats d'assurance financière des récoltes sur l'utilisation des intrants des agriculteurs, sachant que cette dernière ne peut être spécifiée dans le contrat. Bien entendu, ceci laisse aux agriculteurs des opportunités d'aléa moral. Nous résumons ici les résultats de Ramaswami (1994) pour le cas d'un agriculteur qui n'utilise qu'un type d'intrant : les pesticides.

L'impact de l'assurance sur l'utilisation des pesticides peut être décomposé en deux effets.

Le premier provient du fait que les indemnités espérées prévues par le contrat annulent les bénéfices tirés de l'utilisation des pesticides lorsque le rendement réel est en dessous du rendement garanti, et, par voie de conséquence, diminuent l'utilité marginale espérée des pesticides. Il est négatif pour tout contrat d'assurance des récoltes actuariellement juste, monotone et différentiable, et lorsque la fonction d'utilité des agriculteurs est à aversion pour le risque constante ou décroissante. Ramaswami (1994) le nomme "effet d'aléa moral pur". Cet impact apparaît parce que les pesticides accroissent les rendements quel que soit l'état réel d'infestation des parcelles.

Le second effet est directement relié à l'analyse de Feder (1979) : l'assurance financière des récoltes peut se substituer à l'utilisation de pesticides pour la gestion du risque de rendement de l'agriculteur. Il est aussi négatif sous les conditions définies ci-dessus. Ramaswami (1994) le nomme "effet d'assurance pur". Il provient de ce que les pesticides sont supposés réduire le risque de récolte.

Ainsi, tout contrat d'assurance des récoltes vérifiant les propriétés définies ci-dessus conduit à une diminution de l'utilisation des pesticides. Cependant, cette diminution doit être limitée car, pour être actuariellement juste, le contrat doit inciter l'agriculteur à produire et à protéger ses cultures. Cette incitation ne peut être réalisée qu'en n'assurant pas complètement l'agriculteur, c'est-à-dire en le poussant à utiliser des pesticides en quantité suffisante.

⁵⁷ Et ce même après correction de l'auto-sélection et de la sélection des agriculteurs vis-à-vis de l'assurance de leurs récoltes (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002).

Cependant dans ce cas, il est difficile de distinguer ce qui est dû à l'effet d'assurance (effet de choix de portefeuille décrit par Feinerman, Herriges et Holtkamp, 1992) et ce qui est dû à l'effet de subvention engendré par un système d'assurance des récoltes largement bénéfique pour les agriculteurs américains. En effet, puisque les agriculteurs perçoivent en moyenne plus d'indemnités qu'ils ne versent de prime, il est évident que le système d'assurance en vigueur aux Etats-Unis permet de verser des subventions aux cultures (hors prairies) assez proches dans leurs effets sur les choix d'assolement de celui utilisé dans l'UE pour les grandes cultures entre 1992 et 2003 (Just, Calvin et Quiggin, 1999).

5.2.7.2.3. L'assurance récoltes en tant qu'instrument de réduction de l'utilisation des pesticides

L'expérience américaine tend à prouver que l'assurance financière des récoltes est un instrument peu approprié pour la réduction de l'utilisation des pesticides (Oskam, Vijftigschild et Graveland, 1997). D'une part il est difficile de spécifier des contrats non déficitaires. D'autre part il n'est pas certain qu'un agriculteur dont les cultures sont assurées utilise moins d'intrants qui réduisent les risques de production, dont les pesticides. En fait, ces trois points sont liés.

Les contrats d'assurance financière des récoltes assurent l'ensemble des risques productifs. Le risque phytosanitaire n'est qu'un élément de ces risques. Ensuite, les agriculteurs peuvent être exposés à des risques différents (et qui plus est corrélés). Enfin, les agriculteurs disposent d'autres moyens de gérer leurs risques de revenu que d'utiliser des pesticides. Ils peuvent diminuer leurs utilisations d'intrants qui génèrent des risques productifs, utiliser des pratiques moins risquées et/ou diversifier leurs assolements. Définir des contrats d'assurance tenant compte des effets que ces contrats peuvent avoir sur les choix des agriculteurs et des différences de risque entre exploitations est nécessaire pour 1) que ces contrats ne soient pas déficitaires et 2) que ces contrats permettent une diminution de l'utilisation des pesticides (si toutefois cela est possible).

En tout état de cause, il semble que l'assurance financière des récoltes est un instrument difficile à mettre en œuvre pour la réduction de l'utilisation des pesticides. Cependant, ce point concerne essentiellement le cas des grandes cultures, ou tout au moins des cultures annuelles.

En effet, les producteurs de cultures pérennes ont, en dehors de l'utilisation de pesticides, peu d'options pour gérer leur risque de revenu. Définir des contrats d'assurance non déficitaires semble en tous cas moins difficile pour ces cultures que pour des cultures annuelles. Ceci offre une piste de recherche intéressante dans l'optique de la détermination d'un instrument permettant à la fois de réduire les utilisations de pesticides et le risque de revenu des producteurs.

Il convient néanmoins de rappeler que des contrats d'assurance non déficitaires ne permettront au mieux que d'éliminer la part des pesticides qui est utilisée par les agriculteurs pour contrôler la variabilité de leur production (ou de leur revenu). Que cette part soit importante ou non est une question empirique qui n'a pas été traitée à notre connaissance.

5.2.8. Remarques conclusives

Beaucoup de travaux ont été conduits sur l'analyse de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs, tout au moins d'un point de vue théorique. Les plus anciens considèrent les mécanismes économiques classiques et s'appuient essentiellement sur une logique de rapports de prix. Elles insistent sur l'importance des effets des politiques économiques de moyen-long terme, l'horizon de temps nécessaire à des ajustements de la part des agriculteurs (et des autres agents économiques concernés). Les plus récents considèrent plus en détails l'intérêt des effets contre-aléatoires des pesticides pour les agriculteurs averse face au risque.

Malheureusement, les études empiriques permettant de tester ou de quantifier certains effets d'intérêt demeurent peu nombreuses. Ceci s'explique probablement par des problèmes de disponibilités de données et par la difficulté de certaines estimations. En particulier, les études sur l'attitude face au risque des agriculteurs sont relativement complexes. De même, ces études empiriques mettent en évidence l'importance des effets des choix d'assolement, de fertilisation... sur les dépenses de

pesticides des agriculteurs. L'exemple des effets pervers du système d'assurance récolte américain est à cet égard particulièrement illustratif.

La prise en compte de l'ensemble de ces effets, bien que théoriquement nécessaire, est difficile empiriquement. Ce point rejoint celui de la simultanéité des mécanismes économiques.

De plus, ces études sont pour la plupart Nord-américaines. Les résultats sont difficilement transposables directement au cas européen. En particulier, ces études tendent à négliger l'impact des relations entre fertilisation (et les autres techniques visant à accroître les rendements des cultures) et la protection phytosanitaire qui semblent très importantes dans l'agriculture européenne qui utilise des pratiques culturales très intensives.

En tout état de cause, ces études tendent à montrer que l'agriculture européenne est à court terme dépendante des pesticides chimiques, tant d'un point de vue technique qu'économique, ce qui plaide en faveur d'une mise en place progressive de politiques de régulation des pollutions par les pesticides. Cependant, ces conclusions doivent être modulées en fonction des cultures considérées.

Les grandes cultures sont dépendantes des pesticides chimiques à court terme mais des solutions applicables à moyen long terme commencent à voir le jour pour certaines cultures (Nolot et Debaeke, 2003 ; Rolland *et al.*, 2003...). En outre, contrairement à la production de cultures pérennes, la production de grandes cultures a l'avantage d'offrir des marges de manœuvre en matière de rotations culturales. Pourtant, il est ici nécessaire de tenir compte des récentes réformes de la PAC pour ces cultures. Si les pratiques culturales semblent à ce jour avoir été peu affectées par les baisses de prix des céréales et des oléo-protéagineux, il semble que les producteurs soient encore en phase d'adaptation à ce nouveau contexte économique. En particulier, les aides compensatoires qui leur sont versées leur permettent (tout au moins à court terme) de maintenir en partie leur niveau de revenu sans modifier significativement leurs pratiques. Mais l'évolution des rapports de prix des intrants chimiques sur le prix des produits agricoles les incite selon toute vraisemblance à mettre en œuvre des pratiques culturales plus économes en intrants chimiques. Cette demande a par exemple été anticipée par des chercheurs de l'INRA. Cette évolution vraisemblable ira dans le sens d'une réduction de l'utilisation de pesticides et des pollutions d'origine agricole en général.

Les cultures maraîchères, fruitières, horticoles et viticoles, qui seront regroupées sous le terme de cultures spéciales, sont nettement plus dépendantes des pesticides chimiques que les grandes cultures, tant à court terme qu'à moyen-long terme. Cette dépendance est technique et économique. Ces cultures sont très sensibles aux insectes et attaques fongiques d'un point de vue quantitatif et d'un point de vue qualitatif, et ce d'autant plus qu'ils sont produits selon des pratiques intensives. Elles requièrent donc une protection phytosanitaire efficace. En outre ces cultures sont généralement mises en œuvre sur des exploitations spécialisées et sur des petites surfaces. Dans ce contexte, les considérations relatives au risque apparaissent comme prépondérantes. Or force est de constater que la lutte chimique présente de solides arguments en terme d'efficacité technique et de sécurité.

La partie suivante s'intéresse plus spécifiquement à l'intérêt des systèmes de production économes en intrants chimiques, en particulier aux techniques de la protection phytosanitaire intégrée. Elle prolonge de manière naturelle l'analyse conduite dans cette partie en essayant de répondre aux deux questions suivantes :

- Quels sont les freins à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques, notamment d'un point de vue économique ?
- Comment stimuler l'adoption de ces pratiques ?

Ces deux questions sont intimement liées, puisque les réponses à la première nourrissent les réponses à la seconde.

5.3. Adoption des pratiques économes en pesticides

5.3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs

Il est souvent avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, *i.e.* qu'ils utilisent les pesticides même lorsque cela ne paraît pas justifié. Cette éventuelle « sur-utilisation » de pesticides impliquerait que l'utilisation de techniques de production plus économes en pesticides, et en particulier le dépistage des infestations, serait une stratégie gagnante-gagnante (*win-win*) au sens de Porter (voir, *e.g.*, Porter et van der Linde, 1995). En effet, adopter ces pratiques non seulement réduirait l'utilisation des pesticides et donc leurs pollutions mais accroîtrait le revenu des agriculteurs.

La plupart des économistes, en vertu de l'utilisation du principe de rationalité, tendent à rejeter l'idée selon laquelle les agriculteurs « gaspilleraient » les pesticides.⁵⁸ S'il est possible que certains agriculteurs soient réellement inefficaces dans l'utilisation des pesticides, la plupart d'entre eux les utilisent d'une manière efficace étant donnés leurs objectifs, le contexte économique dans lequel ils évoluent et les contraintes auxquelles ils font face. Aussi, s'ils utilisent trop de pesticides du point de vue de la société, ils ne les gaspillent pas de leur propre point de vue.

Il existe actuellement des techniques de production qui permettraient d'utiliser moins de pesticides que dans le cadre des pratiques actuellement mises en oeuvre. Or ces techniques de production ne sont pas ou sont trop peu utilisées. Comme cela sera vu dans la suite, ce constat est valide tant en France, qu'en Europe ou aux Etats-Unis.

L'un des principaux objectifs de cette partie est de mettre en évidence les facteurs qui expliquent cet état de fait. Bien entendu ces facteurs incluent le contexte économique, et en particulier des rapports de prix encore favorables à l'utilisation de pesticides, mais pas seulement. En considérant explicitement les changements de technologies comme des investissements de long terme et considérant explicitement l'information et le capital humain (le capital humain d'un exploitant étant le stock de connaissances qu'il utilise pour son activité : formation et expérience) comme des facteurs de production coûteux, l'approche économique permet d'expliquer (ou de « rationaliser ») les choix technologiques actuels des agriculteurs.

Cette partie présente dans un premier temps les éléments nécessaires à l'analyse des choix technologiques des agriculteurs avant de procéder à cette analyse et d'en tirer des conclusions pour la mise en place des politiques de régulation de l'utilisation des pesticides.

La seconde section de cette partie dresse une typologie « économique » des différentes pratiques économes en pesticides actuellement disponibles. Bien entendu, cette typologie recoupe largement celle du chapitre 4. Elle permet de montrer que plus les pratiques de production conventionnelles sont intensives en matière d'utilisation d'intrants chimiques, plus l'adoption de pratiques économes en pesticides doit être vue comme un changement radical qui implique non seulement des modifications au niveau de la gestion du risque phytosanitaire, mais également au niveau de la fertilisation voire des choix de production des agriculteurs.

La section 5.3.3. analyse les problèmes liés à l'utilisation des techniques de dépistage des infestations qui est, de notre point de vue, emblématique en ce qui concerne la question de l'adoption des pratiques économes en pesticides. D'une part, cette analyse met en évidence le rôle du capital humain des agriculteurs et de l'information (et donc du risque de production) en tant que facteurs de production essentiels pour la maîtrise des pratiques de production agricole économes en pesticides. D'autre part,

⁵⁸ Et, par conséquent, l'idée de Porter selon laquelle le renforcement des politiques de préservation de l'environnement pourrait à la fois accroître l'efficacité économique privée des entreprises et la qualité de l'environnement (Jaffee, Newell et Stavins, 2002).

elle permet d'illustrer simplement les effets du contexte économique sur l'adoption d'une technologie de production utilisatrice d'information.

La section 5.3.4. synthétise les résultats des études ayant abordé empiriquement la question de l'adoption (et de la diffusion) des pratiques économes en pesticides. Elle présente les principaux déterminants et les principaux effets de cette adoption. Elle confirme le rôle du conseil, du capital humain, de la disponibilité d'une main d'œuvre abondante et de la question du risque pour l'adoption de ces pratiques. Elle permet également de montrer que, tout au moins en Europe, les techniques de la production intégrée (dans le sens pratiques à bas niveaux d'intrants chimiques) ne sont pas sensiblement plus rentables que les pratiques de production conventionnelles. Ce résultat fonde l'intérêt des mesures d'incitations économiques pour la réduction de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs.

La cinquième section reprend les arguments et résultats des sections précédentes dans le cadre d'une modélisation des choix de technologies de production des agriculteurs. De ce point de vue elle peut être considérée comme l'élément central de cette partie.

Le modèle utilisé part du principe qu'un changement de technologie est un investissement de long terme. Cette modélisation vise à mettre en évidence les différents déterminants de l'utilisation et de l'adoption de technologies de production agricole « intensives en connaissance et en utilisation d'information ».

Cette section distingue de manière explicite la question de l'adoption d'une innovation technique de celle de son utilisation. Dans la phase d'utilisation d'une technologie il est supposé que cette technologie est maîtrisée par le producteur.

Dans le cas des techniques de production agricole, et plus encore dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques, lorsqu'il considère l'adoption d'une innovation le producteur est incertain en ce qui concerne ses performances. Aussi la perception par les agriculteurs des performances des innovations techniques et les mécanismes d'apprentissage sont des éléments-clé pour la compréhension de l'adoption (ou non) de ces innovations.

Tout au long de cette section, l'analyse des mécanismes de décision des agriculteurs est complétée par celle des mesures de politique potentiellement efficaces pour stimuler l'adoption de pratiques économes en intrants chimiques.

Etant données leurs caractéristiques, les pratiques économes en intrants chimiques requièrent un environnement technologique de qualité pour se diffuser, notamment en matière de formation et de conseil. Cette question est abordée dans la section 5.3.6. La septième section présente une analyse (malheureusement très succincte) du rôle des secteurs en amont et en aval du secteur de la production agricole vis-à-vis de l'adoption des pratiques économes en pesticides.

Avant d'aborder l'analyse « strictement » économique des déterminants de l'utilisation des pratiques économes en pesticides et pour conclure cette introduction, nous présentons brièvement les travaux concernant les déterminants non « strictement » économiques des choix de technologie des agriculteurs.

De plus en plus, les économistes tiennent compte des déterminants non-économiques des décisions des agriculteurs. En ce qui concerne les pesticides, les travaux des économistes se sont orientés dans deux directions : celle de la santé des agriculteurs et des travailleurs agricoles et celle des attitudes pro-environnementales des agriculteurs.

Par exemple, Antle et Pingali (1994) et Antle, Cole et Crissman (1998)⁵⁹ mettent en évidence les liens directs entre l'utilisation de pesticides, la santé des travailleurs de l'agriculture et la productivité de ces mêmes travailleurs, aux Philippines et en Equateur. Ils montrent que dans ce cas la réduction de l'utilisation de certains pesticides est une stratégie qui est pleinement justifiée : tant d'un point de vue purement économique (revenu agricole) que du point de vue de la santé des travailleurs agricoles ou du point de vue de l'environnement. Cette stratégie est ici gagnante-gagnante, (au sens de Porter). Il est cependant difficile de savoir s'il est possible de transposer ces résultats pour les pays développés :

⁵⁹ Voir également Crissman, Cole et Carpio (1994).

les produits utilisés sont différents, les enjeux économiques de l'utilisation des pesticides sont différents pour les travailleurs agricoles et la formation des travailleurs agricole est différente. Dans une logique un peu différente, certains auteurs montrent que les pré-occupations des agriculteurs pour leur propre santé ou celle de leurs employés ont un impact sur leurs choix de stratégie de protection phytosanitaire en termes qualitatifs (Hubbell et Carlson, 1998) ou en termes quantitatifs (Harper et al., 1990 ; Harper et Zilberman, 1992).

De même, il est montré que certains agriculteurs sont prêts à sacrifier une partie de leur revenu pour adopter des pratiques plus respectueuses de la protection de l'environnement. Cette attitude altruiste (ou liée à la construction d'une meilleure image du métier d'agriculteur) de certains agriculteurs a été démontrée en Belgique dans le cadre de l'adoption de mesures agri-environnementales (Dupraz, Vermersch, Henry de Frahan et Delvaux, 2003). Dans ce cas spécifique, cette attitude pro-environnementale a été mise en évidence aux Etats-Unis (Lohr, Park et Higley, 1999). Dans une logique similaire, Falconer et Hodge (2001) considèrent que montrer aux agriculteurs les effets bénéfiques sur l'environnement de leurs changements de pratiques est un élément à considérer pour l'acceptabilité des politiques de régulation des pollutions.

Des sociologues utilisent également ces arguments pour montrer que les politiques de régulation des pollutions pourraient plus s'appuyer sur le volontariat des agriculteurs qu'elles ne le font dans les pays où ces politiques sont réellement mises en place. Une étude comparant les dynamiques de changement au Danemark et au Pays Bas (Bager et Proost, 1997) tente de discerner ce qui, dans les changements de comportement des agriculteurs, provient des différentes formes de régulation mises en place (réglementations, incitations financières, auto-régulation basée sur la formation et le volontariat) et d'une évolution des valeurs, points de vue et représentations des agriculteurs. Ils montrent, malgré la difficulté d'un tel exercice, que l'importance des modes de régulation volontaire est sous-estimée et que l'efficacité des mesures obligatoires dépend, pour une large part, de leur cohérence avec les premières. Ces résultats indiquent que les agriculteurs ne retourneraient pas forcément à leurs anciennes pratiques si les mesures incitatives étaient levées. Les changements sont durables car ils ont affecté les ressorts internes de la prise de décision (ce que les économistes nomment les préférences des agriculteurs). Ces enquêtes révèlent que si généralement les agriculteurs reconnaissent la nécessité de mesures de régulation législative, ils sont très critiques quant à la manière dont ces mesures sont justifiées et introduites, cela est alors fortement susceptible de freiner le volet de mesures basé sur le volontariat.

Dans tous les cas, les études économiques considérant ces éléments montrent que les effets de l'attitude pro-environnementale sont très variables au sein de la population des agriculteurs. Les éléments environnementaux semblent plus jouer au niveau du choix des pratiques utilisées qu'au niveau des quantités utilisées (Lohr, Park et Higley, 1999). Certains agriculteurs sont prêts à utiliser des pratiques qui diminuent leur revenu, cette perte étant compensée de leur point de vue par la satisfaction d'avoir contribué à la protection de l'environnement. Cette attitude est analogue à celle des consommateurs qui achètent des produits plus chers que les produits conventionnels mais dont la production et/ou la commercialisation est conforme à certaines de leurs valeurs (protection de l'environnement, commerce équitable...). Cette attitude s'observe particulièrement chez les agriculteurs les plus jeunes et les mieux formés. Aussi, développer la sensibilité environnementale des agriculteurs (et les prévenir quant aux effets négatifs des pesticides sur leur santé, tout au moins leur rappeler) est un autre effet positif d'une politique de formation des agriculteurs. Elle favorise des choix en faveur de l'utilisation de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Ceci dit, une grande majorité des agriculteurs semblent peu sensibles aux effets environnementaux de leurs choix, comme l'est une grande majorité des consommateurs.

5.3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides

Le chapitre 4 présente les approches permettant de réduire l'utilisation des pesticides, d'un point de vue agronomique. Cette présentation s'organise principalement autour des mécanismes biologiques en jeu et des options stratégiques et tactiques que ces approches proposent aux agriculteurs. Cette section présente les pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides du point de vue des économistes.

Evidemment, il n'est pas question ici de présenter à nouveau l'ensemble des techniques, pratiques et mécanismes biologiques présentés dans le chapitre 4.⁶⁰ La typologie proposée ici met en avant le fait que ces pratiques reposent sur des choix d'intrants spécifiques, voire des choix de production spécifiques de la part des agriculteurs. Le but de cette présentation est de mettre en évidence les éléments nécessaires à une analyse coût/bénéfice de l'utilisation de ces pratiques du point de vue des agriculteurs.

Même si elle a été critiquée dans la partie 5.2, nous reprenons ici l'idée de la formalisation du rôle des pesticides dans la production agricole proposée par Lichtenberg et Zilberman (1986). Nous la généralisons afin de tenir compte de l'ensemble des facteurs affectant le rôle de la protection phytosanitaire dans l'élaboration des rendements agricoles (Carpentier, 1995 ; Carpentier et Weaver, 1997 ; Oude Lansink et Carpentier, 2001).

Nous considérons le cas d'une culture dont le rendement est noté y .⁶¹ La production de cette culture dépend des choix d'intrants des agriculteurs. Les quantités de pesticides seront notées z et les quantités des autres intrants (engrais, irrigation, semences...) seront notées x .⁶² La production dépend également de choix tactiques/stratégiques (dates des semis, travail du sol, ...) dont les caractéristiques seront notées t .

Le rendement obtenu dépend des sols utilisés, de l'environnement de l'exploitation (présence de haies, production des agriculteurs voisins...) dont les caractéristiques sont notées q , des conditions climatiques de l'année notées θ , des caractéristiques sanitaires des parcelles notées θ_c et des caractéristiques des précédents culturaux notées a_p .

La fonction de production considérée est de la forme suivante :

$$(1) \quad y = f(x, t, a_p, \theta_c q) [1 - g(z, \theta)] \text{ où } 0 \leq g(z, \theta) \leq 1.$$

Le terme $f(x, t, a_p, \theta_c q)$ représente le rendement potentiel hors problèmes phytosanitaires. Il ne dépend que de l'utilisation des intrants productifs, des choix tactiques/stratégiques et des effets du précédent cultural sur la structure du sol et la disponibilité d'éléments nutritifs.

Le terme $g(z, \theta)$ représente la part du rendement potentiel perdue à cause des problèmes phytosanitaires. Cette perte dépend essentiellement de deux termes : l'utilisation de pesticides z et de la pression phytosanitaire qui est ici caractérisée par le terme θ . Elle dépend d'une part de la sensibilité de la culture aux infestations (la forme de $g(0, \theta)$) et d'autre part de l'efficacité des pesticides contre ces infestations, *i.e.* des effets d'interaction entre z et θ .

Un agriculteur connaît bien entendu x , z , t et a_p puisqu'il les choisit ou les a choisis, il observe θ et connaît q , $f(\cdot)$ et $g(\cdot)$, ne serait-ce que par expérience.

Les variables x , t , a_p , θ_c et q sont définies de sorte à représenter leurs effets productifs, aussi on a :

$$(2) \quad \frac{\partial f(x, t, a_p, \theta_c q)}{\partial \alpha} \geq 0 \text{ avec } \alpha \equiv x, t, a_p, \theta_c \text{ ou } q.$$

De même, les infestations sont supposées détériorer les rendements et les pesticides sont supposés contrer les effets des infestations. Formellement, ces relations s'écrivent :

⁶⁰ Nous en serions tout simplement incapables.

⁶¹ Les termes notés avec un *tilde* sont des termes aléatoires.

⁶² Les éléments vectoriels sont notés en gras.

$$(3a) \quad \frac{\partial g(\mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{e}} \geq \mathbf{0},$$

$$(3b) \quad \frac{\partial g(\mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{z}} \leq \mathbf{0},$$

et :

$$(3c) \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{z} \partial \mathbf{e}'} \geq \mathbf{0}.$$

Cette forme de fonction de production permet d'analyser schématiquement les différentes options offertes aux agriculteurs en matière de protection phytosanitaire.

5.3.2.1. Les pratiques ne modifiant que la protection phytosanitaire

Parmi les pratiques permettant de réduire l'utilisation des pesticides, certaines ne modifient que les utilisations de pesticides. Leur avantage est de réduire l'utilisation des pesticides sans modifier les autres choix des agriculteurs. En particulier, ces techniques ne modifient pas les rendements potentiels $f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \theta, \mathbf{q})$.

5.3.2.1.1. La substitution des pesticides

La méthode la plus simple de réduire l'utilisation des pesticides est de remplacer ces produits par des substituts directs, *i.e.* par des pratiques ou d'autres « intrants » remplissant les mêmes fonctions. La lutte biologique contre les ennemis des cultures entre dans cette catégorie, tout comme le désherbage mécanique.⁶³

De même, choisir les pesticides de manière à préserver les populations d'auxiliaires pour la lutte contre les ennemis des cultures fait partie d'une stratégie de substitution des pesticides (par les auxiliaires) dans leur rôle de contrôle des infestations des cultures.

Ensuite, choisir des variétés résistantes permet de substituer directement la résistance de la plante cultivée à l'utilisation de pesticides.

Nous noterons \mathbf{r} les résistances des plantes cultivées et \mathbf{s} les techniques alternatives à l'utilisation de pesticides. Ces éléments jouant un rôle identique à celui des pesticides, ils interviennent dans la fonction de dommage $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \theta)$ selon les propriétés définies par :

$$(4a) \quad \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{r}} \leq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{s}} \leq \mathbf{0},$$

et :

$$(4b) \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{r} \partial \mathbf{e}'} \leq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \theta)}{\partial \mathbf{s} \partial \mathbf{e}'} \leq \mathbf{0}.$$

Il semble cependant exister relativement peu de substituts directs aux pesticides aussi efficaces que ces produits, en dehors de certains cas spécifiques de mécanismes de lutte biologique et des variétés résistantes à certains prédateurs, tout au moins pour l'instant.

5.3.2.1.2. Gérer les phénomènes de résistance

Gérer les phénomènes de résistance suit une logique spécifique. Il s'agit de préserver l'efficacité des pesticides utilisés en ne favorisant pas l'émergence des populations de prédateurs résistants. Cette gestion du « stock » de résistance peut utiliser deux leviers : un levier qualitatif en alternant les

⁶³ Aux Etats-Unis, cette substitution entre le travail du sol et les herbicides est bien connue. Cependant si l'utilisation d'herbicides génère des problèmes de pollution des eaux, le travail du sol est à l'origine de problèmes d'érosion des sols (Miranowski, 1980 ; Fuglie et Kascak, 2001).

pesticides utilisés contre un même déprédateur ou un levier qualitatif en réduisant l'utilisation d'un pesticide pour réduire la pression de sélection que cette utilisation induit sur la population des déprédateurs. La gestion des phénomènes de résistances concernent les pesticides les plus spécifiques et les déprédateurs à fort taux de reproduction.

Pour les déprédateurs les plus mobiles, la gestion des résistances suppose une coordination entre agriculteurs (Clark et Carlson, 1990 ; Wilson et Tisdell, 2001).

5.3.2.1.3. Réagir aux infestations grâce à leur dépistage

Raisonnement tactique la protection phytosanitaire raisonnée revient simplement à adapter les choix de pesticides z aux conditions d'infestations des parcelles θ . Le rôle du dépistage des infestations (et des calculs de seuils d'intervention) est de permettre d'ajuster la protection phytosanitaire au niveau constaté des infestations. D'un point de vue formel, le résultat d'un dépistage est un niveau d'infestation estimé ou un signal $\hat{\epsilon}_d$ dépendant du niveau d'infestation réel θ et d'éventuelles erreurs de dépistage notées $\hat{\epsilon}_d$:

$$(5) \quad \hat{\epsilon}_d \equiv \theta + \hat{\epsilon}_d$$

Si ce signal est suffisamment « précis », *i.e.* lorsque l'erreur d'estimation est suffisamment « petite », alors l'estimation de l'infestation est « bonne » et peut donc être utilisée comme base d'intervention.

Le dépistage peut être réalisé par les agriculteurs eux-mêmes ou par des dépisteurs professionnels. Les Etats-Unis, voire la Grande-Bretagne, disposent d'un marché du dépistage.

Le recours au dépistage pose cependant deux problèmes essentiels. Le premier est que s'il est facile pour un agriculteur d'intervenir lorsqu'une infestation est constatée, il peut être plus difficile pour lui de ne pas intervenir lorsque l'infestation n'est pas constatée. En effet, il est toujours plus difficile d'affirmer qu'une infestation est présente que d'affirmer qu'elle ne l'est pas. Aussi, la question d'intervenir ou pas même sans « preuve » d'infestation peut se poser et ce d'autant plus que l'agriculteur est averse au risque, qu'il doit « assurer » son rendement ou que les pesticides sont peu onéreux.

Le second problème lié à l'utilisation du dépistage est que cette technique est inutile pour les infestations que l'agriculteur ne peut constater que lorsqu'il lui est impossible d'intervenir, *i.e.* lorsqu'il n'existe pas de traitement curatif de l'infestation ou lorsque les dommages sont commis dès que l'infestation est constatée. De même, la pratique du dépistage est coûteuse et/ou dangereuse dans le cas d'infestations qui se développent rapidement.

Cependant, entre le dépistage pour traitement curatif et la pratique des traitements systématiques, il existe des techniques permettant de piloter assez finement la protection phytosanitaire, bien que de manière préventive. Il s'agit des techniques de prévision. Il existe en fait plusieurs types de techniques de prévision. Nous présentons ici deux cas « polaires » : les prévisions issues de modèles de dynamique des populations et celles issues de la connaissance du fonctionnement des écosystèmes agronomiques.

5.3.2.1.4. Utiliser des prévisions des infestations

La première combine le dépistage et la connaissance de la dynamique des populations des ennemis des cultures pour prédire l'évolution de certaines infestations. Ces prédictions peuvent être calculées par des organismes tels que les SRPV ou être implicitement réalisées par les agriculteurs eux-mêmes.

En effet, un agriculteur victime d'une attaque fongique significative l'année précédente peut légitimement penser qu'une quantité importante d'*innocula* est présente sur les parcelles infestées. Lorsque les conditions climatiques sont favorables au développement de ces *innocula* il s'attend donc à une infestation potentiellement dommageable pour ses cultures pour la campagne en cours.

Ces prédictions reposent souvent sur les liens existant entre les conditions climatiques notées \mathcal{C} ici et l'évolution des populations des déprédateurs. Nous formaliserons ces liens sous la forme de la fonction :

$$(6) \quad \hat{e} \equiv e(\mathcal{C}, \mathcal{C}_p) + \hat{e}_p$$

qui indique que les infestations de la campagne en cours dépendent des conditions climatiques de la campagne en cours, des infestations constatées à un niveau précoce : \mathcal{C}_p , d'une fonction de prévision $e(.)$ et d'une erreur de prévision \hat{e}_p .

5.3.2.1.5. Anticiper les infestations

La seconde utilise d'une part la connaissance des effets agronomiques des intrants et techniques utilisés. Il est question ici d'anticipations et non de prévisions dans la mesure où les infestations vraisemblables sont connues en début de campagne, même si ces anticipations peuvent ensuite être réactualisées par l'obtention d'informations obtenues en cours de campagne : résultats de dépistage, de prévisions et/ou simples observations climatiques. Différentes études agronomiques montrent par exemple l'importance des interactions entre les pesticides, les fertilisants, les types de semences sélectionnées, les dates de semis et les densités de semis... au sein de la production agricole, notamment en grandes cultures (*e.g.*, Meynard, 1991 ; Viaud, 1993). Les semences productives sont souvent peu résistantes et requièrent une protection chimique. L'utilisation d'engrais favorise l'obtention de rendements élevés mais également le développement d'adventices. Des semis précoces allongent la durée de développement et de croissance des cultures, ce qui accroît l'efficacité des engrais mais expose les cultures à de nouveaux déprédateurs. Une densité de semis élevée accroît l'efficacité des engrais mais favorise le développement des maladies affectant les cultures. La simplification des rotations culturales accroît le risque de certaines infestations, notamment lorsque la plante cultivée est l'hôte ou la nourriture privilégiée de certains déprédateurs.

Dans cette logique d'anticipation, l'expérience de l'agriculteur joue un rôle fondamental. En effet, si les mécanismes biologiques et agronomiques en jeu sont toujours les mêmes, leurs importances relatives dépendent d'une part du contexte pédo-climatique de l'exploitation et d'autre part de son historique de production ou de son historique en terme d'infestation...

Les exemples précédents montrent qu'en général l'ensemble des choix qui tendent à accroître le rendement potentiel $f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \mathcal{C}, \mathbf{q})$ tendent également à stimuler les risques phytosanitaires dont l'effet est mesuré par $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \mathcal{C})$. Formellement, cette idée implique que les niveaux d'infestation \mathcal{C} ne sont pas complètement exogènes vis-à-vis des choix de production des agriculteurs. Aussi la distribution de \mathcal{C} dépend en partie des choix des agriculteurs pour la campagne en cours : \mathbf{x} , \mathbf{z} et \mathbf{t} , de ses choix passés : \mathbf{a}_p et, bien entendu, des caractéristiques de l'exploitation \mathbf{q} et des conditions climatiques de l'année \mathcal{C} . Aussi, nous définirons maintenant \mathcal{C} comme une fonction dépendant de \mathbf{x} , \mathbf{t} , \mathbf{a}_p , \mathcal{C} , \mathbf{q} , des éléments déclencheurs des infestations notés \mathcal{C}_p et de leurs interactions :

$$(7) \quad \mathcal{C} \equiv e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \mathcal{C}, \mathbf{q}, \mathcal{C}_p)$$

avec :

$$(8) \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \mathcal{C}, \mathbf{q}, \mathcal{C}_p)}{\partial \mathbf{e}'_p} \geq 0, \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \mathcal{C}, \mathbf{q}, \mathcal{C}_p)}{\partial \mathbf{x}'} \geq 0 \quad \text{et} \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \mathcal{C}, \mathbf{q}, \mathcal{C}_p)}{\partial \mathbf{t}'} \geq 0.$$

La série d'inégalités (8) traduit le fait que les techniques de production permettant d'accroître les rendements potentiels sont également souvent génératrices de risques phytosanitaires. Aussi, anticiper ces effets conduit à anticiper des infestations relativement fréquentes et dommageables dans le cas des productions ayant des rendements objectifs élevés (Meynard, 1991 ; Viaud, 1993).

5.3.2.2. Les pratiques affectant la protection phytosanitaire et les autres choix de production

Les mécanismes agronomiques et biologiques décrits ci-dessus sont à l'origine de l'idée de la forte complémentarité entre les pesticides et les autres techniques de production intensives développée dans la partie 5.1.⁶⁴

Les pesticides « protègent » un rendement potentiel construit à partir de l'utilisation d'intrants « purement » productifs (engrais, variétés productives, semis denses...) et de techniques de production visant à accroître le rendement potentiel (semis précoces...), ce qui constitue une première source de complémentarité entre d'une part les pesticides et d'autre part les techniques et les intrants visant à accroître le rendement potentiel. La seconde source de complémentarité est liée à l'effet de ces intrants et techniques « purement » productive sur le risque phytosanitaire.

Ces sources de complémentarité peuvent être mises en évidence par le calcul de l'effet croisé entre les pesticides z et les intrants productifs x . L'effet croisé entre z et t est de forme similaire.

Le calcul de l'effet de x sur le rendement $\%$ à partir de la fonction de production représentant l'ensemble des effets décrits jusqu'ici :

$$(9) \quad \% = f(x, t, a_p, \theta_p q) [1 - g(r, s, z, \theta)] = f(x, t, a_p, \theta_p q) [1 - g(r, s, z, e(x, t, a_p, \theta_p q, \theta_p))],$$

donne :

$$(10) \quad \frac{\partial \%}{\partial x} = \frac{\partial f(x, t, a_p, \theta_p q)}{\partial x} [1 - g(r, s, z, \theta)] - f(x, t, a_p, \theta_p q) \frac{\partial e(x, t, a_p, \theta_p q, \theta_p)'}{\partial x} \frac{\partial g(r, s, z, \theta)}{\partial e}.$$

Le premier terme du membre de droite de (10) est positif. Il indique qu'à protection phytosanitaire constante, les intrants productifs accroissent le rendement par un effet de rendement potentiel. Le second terme est négatif. Il indique qu'à rendement potentiel constant, les intrants productifs tendent à accroître le risque phytosanitaire, ce qui se traduit par une perte potentielle de rendement.

L'effet croisé entre les pesticides z et les intrants productifs x sur le rendement est donné par :

$$(11) \quad \frac{\partial^2 \%}{\partial x \partial z'} = - \frac{\partial f(x, t, a_p, \theta_p q)}{\partial x} \frac{\partial g(r, s, z, \theta)}{\partial z'} - f(x, t, a_p, \theta_p q) \frac{\partial e(x, t, a_p, \theta_p q, \theta_p)'}{\partial x} \frac{\partial^2 g(r, s, z, \theta)}{\partial e \partial z'}.$$

Il est également composé de deux effets positifs qui décrivent les deux sources de complémentarité entre pesticides et intrants productifs. Le premier traduit la complémentarité naturelle entre les intrants de production et les intrants de protection. Le second provient de ce que les pesticides permettent de compenser l'effet des intrants productifs sur l'accroissement du risque phytosanitaire.

5.3.2.2.1. Les itinéraires techniques à bas intrants

Ces relations entre intrants de production et intrants de protection sont souvent vues comme une contrainte. En effet, lorsque les rendements objectifs sont élevés, l'utilisation des pesticides est requise pour deux raisons :

- protéger un rendement potentiel élevé

et :

- compenser l'effet sur le risque phytosanitaire des intrants et techniques visant à obtenir des rendements élevés.

Pourtant, à l'opposé ces relations peuvent également être vues comme des opportunités à exploiter pour réduire l'utilisation de pesticides. Cette logique est utilisée pour la conception des itinéraires techniques à bas intrants. Réduire les objectifs de rendements permet de réduire l'utilisation des intrants et des techniques qui permettent l'obtention de rendements élevés et, par là même, permet de réduire l'utilisation de pesticides selon les deux effets décrits précédemment, *i.e.* via les effets de x et t sur $f(x, t, a_p, \theta_p q)$ et sur $e(x, t, a_p, \theta_p q, \theta_p)$ (par conséquent sur $g(r, s, z, \theta)$).

⁶⁴ Voir la sous-section 5.1.2.2. et le paragraphe 5.2.6.1.4.

Les itinéraires techniques à bas intrants concernent l'ensemble des choix productifs pour une culture donnée.

5.3.2.2.2. La gestion du risque phytosanitaire par les rotations culturales

Comme cela a été rappelé précédemment, la simplification des rotations culturales (spécialisation) favorise les phénomènes d'apprentissage et, par conséquent, accroît la maîtrise de ces pratiques culturales par les agriculteurs. Mais elle accroît également l'occurrence des infestations par les déprédateurs peu mobiles et qui requièrent la présence de la plante cultivée pour se reproduire et se développer. Alternier les cultures sur une même parcelle permet alors de gérer la structure, le stock de matière organique ou de nutriments du sol, mais permet également de priver certains déprédateurs de leur plante-hôte ou de leur nourriture privilégiée.

Cette stratégie a en outre l'avantage de diversifier l'assolement et donc de diversifier les risques de production.

Les rotations culturales concernent les choix de production des agriculteurs mais ne remettent pas en cause, tout au moins directement, les itinéraires techniques de production de chaque culture. Contrairement aux techniques à bas intrants, les rotations culturales jouent donc essentiellement sur $e(x, t, a_p, \theta_q, \theta_p)$ via les effets de a_p (et par conséquent sur $g(r, s, z, \theta)$).

5.3.2.3. Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides

Dans la suite nous appellerons « pratique alternatives à l'utilisation en pesticides » toute technique permettant de diminuer potentiellement l'utilisation des pesticides chimiques. En effet, il est parfois difficile de définir ce que recouvrent les termes de lutte biologique, de lutte intégrée, de lutte culturale, de production intégrée, de protection intégrée... et ce d'autant plus que plusieurs techniques ou stratégies sont utilisées conjointement.

5.3.2.3.1. Complexité de l'utilisation des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides

Il convient à ce propos de rappeler que, même dans le cadre du modèle de fonction de production développée ici :

$$y = f(x, t, a_p, \theta_q) [1 - g(r, s, z, \theta)] = f(x, t, a_p, \theta_q) [1 - g(r, s, z, e(x, t, a_p, \theta_q, \theta_p))]$$

l'utilisation « raisonnée » des pesticides apparaît comme très complexe car elle met en jeu beaucoup de connaissances agronomiques et biologiques. De même, l'efficacité comparée des différentes techniques utilisables dépend de la campagne considérée (climat, précédents culturaux, dynamique des infestations...) et des caractéristiques de l'exploitation (sols, rotations culturales, choix des agriculteurs voisins...).

Aussi, l'utilisation de pratiques économes en pesticides suppose, au minimum, que les agriculteurs disposent de connaissances assez fines des mécanismes agronomiques et biologiques en jeu, de temps pour piloter les techniques qu'ils utilisent et d'une certaine expérience pour savoir ou anticiper les effets des différentes techniques utilisables dans le contexte spécifique de leur exploitation.

5.3.2.3.2. Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides et choix économiques

La présentation précédente met en évidence une première typologie des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides, notamment en distinguant celles qui visent à gérer le risque phytosanitaire existant de celles qui visent à modifier ce risque phytosanitaire. Cette distinction est pertinente d'un point de vue économique.

Les pratiques visant à réduire l'utilisation des pesticides à risque phytosanitaire constant s'inscrivent dans une logique de substitution directe aux pesticides, l'utilisation de pesticides pouvant être « remplacée » par des auxiliaires (lutte biologique), des résistances variétales ou d'information (dépistage, prévision...). Intervenir pour l'utilisation de ces pratiques repose essentiellement sur deux leviers : réduire la rentabilité de la lutte chimique ou accroître la rentabilité des autres techniques de la lutte contre les ennemis des cultures, la rentabilité relative des différentes techniques étant un argument essentiel du choix des agriculteurs.

Les pratiques visant à réduire le risque phytosanitaire n'agissent qu'indirectement sur l'utilisation des pesticides et impliquent d'autres changements dans les choix des agriculteurs que ceux qui concernent directement la gestion du risque phytosanitaire existant. Se pose alors la question des rendements-objectifs (itinéraires techniques à bas intrants) ou celle des plantes cultivées (rotations culturales, lutte culturale). Aussi, agir pour l'utilisation de ces pratiques peut passer par l'emploi d'instruments variés : des instruments agissant sur les choix d'assolement, des instruments agissant sur les choix des rendements objectifs, voire sur le choix des variétés cultivées... Il est important de noter ici que la baisse du prix des grandes cultures induite par la réforme de 1992 de la PAC est un élément très favorable à l'utilisation des techniques à bas niveaux d'intrants. De même, la réforme de 2003 du système d'aides à ces cultures pourrait également jouer un rôle important au niveau des rotations culturales puisque aucune culture n'est favorisée par le nouveau système. Néanmoins, intervenir pour l'utilisation de ces pratiques peut également passer par une action sur le coût de la lutte contre les ennemis des cultures.

5.3.3. L'exemple des techniques de dépistage

Cette section développe un modèle simple permettant d'analyser le problème de l'utilisation (et l'adoption) des techniques de dépistage par les agriculteurs, et de mettre en évidence leurs nombreux déterminants. Cette analyse aura par ailleurs l'avantage de présenter une des techniques de réduction de l'utilisation des pesticides les plus employées aux Etats-Unis, pays pour lequel nous disposons de nombreuses études.

Les techniques de dépistage apparaissent à bien des égards emblématiques de la question de l'adoption et de l'utilisation des pratiques économes en pesticides.

En effet, il est souvent avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, *i.e.* qu'ils utilisent les pesticides même lorsque cela ne paraît pas justifié, cette idée de « sur-utilisation » renvoyant à celle d'inefficacité ou de gaspillage. La plupart des économistes, en vertu de l'utilisation du principe de rationalité, tendent à rejeter cette idée d'inefficacité ou de gaspillage. Il existe en effet potentiellement de nombreux éléments permettant d'expliquer l'utilisation préventive (voire systématique) des pesticides par les agriculteurs. Ces éléments s'analysent d'un point de vue économique comme des éléments générateurs de coûts implicites à l'utilisation des techniques de dépistage qui sont souvent ignorées ou sous-estimées.

Parmi ces éléments, les plus importants semblent être le capital humain nécessaire pour la maîtrise des techniques visant à diminuer l'utilisation des pesticides et les risques associés à l'utilisation des techniques de dépistage.

Ensuite, contrairement aux autres pratiques économes en pesticides, les techniques de dépistage peuvent, sous certaines conditions, accroître les utilisations de pesticides.

Enfin, les techniques de dépistage sont génériques dans le sens où elles s'appliquent de manière similaire quelque soit le couple culture/déprédateur considéré. Elles sont beaucoup moins spécifiques que les autres pratiques permettant éventuellement de réduire l'utilisation de pesticides.

Les techniques de dépistage sont présentées en détail dans la section pour les raisons invoquées ici, *i.e.* pour montrer que les agriculteurs utilisant les pesticides de manière préventive (voire systématique) ne gaspillent pas nécessairement ces intrants et pour montrer le rôle essentiel du risque et du capital humain pour l'adoption des pratiques économes en pesticides. En outre, l'analyse de l'utilisation du dépistage permet de développer certains aspects très importants de l'adoption et de l'utilisation de pratiques économes en pesticides. A ce titre, les techniques de dépistage sont exemplaires.

La question du dépistage des infestations est celle posée par la production et l'utilisation d'une information produite en cours de campagne permettant aux agriculteurs d'ajuster au mieux leurs utilisations d'intrants au contexte réel de la production.⁶⁵ Dans le cas de la gestion du risque phytosanitaire, le dépistage produit une information qui est un signal lié aux niveaux réels des infestations des cultures.

Cette analyse débute par une étude des coûts directement liés à l'utilisation des techniques de dépistage. Ces coûts sont aisément mesurés lorsque les agriculteurs peuvent se procurer les services d'un dépisteur professionnel, ces coûts se résument au prix d'achat des services du dépisteur, mais sont plus difficilement évaluables dans le cas contraire. Là encore l'exemple du dépistage est exemplaire par rapport à l'utilisation des pratiques économes en pesticides. En effet, cet exemple met en avant l'importance du capital humain et de la disponibilité de l'agriculteur pour le pilotage de techniques autres que la protection phytosanitaire basée sur un calendrier de traitements préétabli.

La suite de cette section développe un modèle simple visant à mettre en évidence les déterminants de la valeur du dépistage pour l'agriculteur ainsi que les coûts implicites liés à l'utilisation de cette technique. Peu de modèles ont été proposés pour analyser le problème de l'utilisation des techniques de dépistage par les agriculteurs et ses effets sur l'utilisation des pesticides. Carpentier (1993) a défini le modèle qui sera utilisé ici. Il considère le cas d'un agriculteur neutre au risque. Carpentier (1995 et 1996) étend ensuite son analyse au cas d'agriculteurs averses au risque, en s'inspirant des résultats développés pour l'analyse de l'information apportée par les experts en gestion des portefeuilles financiers (Gendron, 1988). Isik et Khanna (2003) utilisent une approche similaire à celles de Carpentier (1995, 1996) mais dans un cadre plus général pour analyser les effets de l'utilisation des techniques de l'agriculture de précision pour piloter l'utilisation d'engrais.⁶⁶

La dernière sous-section utilise l'analyse précédente pour étudier l'intérêt du dépistage dans le cas de l'agriculteur française.

5.3.3.1. Les coûts directement liés au dépistage

Lorsqu'il existe un marché de l'information, le coût du dépistage est égal à son prix de marché, si ce dernier est concurrentiel. De tels marchés existent depuis longtemps aux Etats-Unis (Carlson et Wetzstein, 1993) et au Royaume-Uni (Mumford, 1981). Carlson (1980) rappelle même qu'il existait des services privés de conseil en protection des cultures en Arkansas en 1930. Un agriculteur peut obtenir, contre paiement, les services d'un expert qui lui fournit des diagnostics sur l'état sanitaire de ses parcelles. Ces marchés sont pratiquement inexistantes en France, tout au moins à notre connaissance mais il convient de noter que les techniciens des Chambres d'Agriculture ou des Groupes de Développement Agricoles (GDA) tendent à proposer ce type de services.⁶⁷

⁶⁵ La question de l'utilisation des techniques de dépistage est similaire à celle de l'utilisation des techniques de prévision.

⁶⁶ Il est à noter que le cadre d'analyse des effets de l'information sur les comportements économiques développés par Milgrom (1981), puis par Milgrom et Shannon (1994), Athey (1998) et Athey et Levin (2001) permettraient vraisemblablement d'obtenir des résultats pertinents quant à la gestion du risque phytosanitaire.

⁶⁷ Une enquête menée en France (Carles, 1992) montre que les agriculteurs (47% d'entre eux) s'informent souvent auprès des distributeurs des pesticides. Les informations fournies par les distributeurs portent essentiellement sur les produits (nouveautés, comparaisons, modes d'emploi...) et sur les méthodes de lutte systématique, c'est-à-dire décidées au début de la campagne.

Ceci dit, qu'un marché du dépistage existe ou non, les agriculteurs peuvent établir eux-mêmes un diagnostic de l'état sanitaire de leurs parcelles. Dans ce cas, le dépistage produit une information qui peut s'analyser comme une intra-consommation de l'agriculteur. Le processus de production de l'information peut être vu comme l'application de méthodes prédéterminées et être décomposé en deux phases. La première débouche sur l'évaluation des éléments nécessaires à la quantification du risque phytosanitaire. Elle utilise des techniques d'échantillonnage, de comptage et de mesure. Par exemple, le Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains (CETIOM) a mis au point des techniques d'évaluation des populations d'insectes nuisibles pour le colza. La seconde phase utilise les données recueillies pour déterminer une évaluation du risque d'infestation et comparer les résultats attendus des différentes alternatives de protection. Cette phase peut utiliser des logiciels de simulation⁶⁸, des tables d'évaluation préétablies et des seuils d'intervention. Schématiquement, quatre intrants sont nécessaires à la production de l'information :

- du matériel. L'évaluation des populations d'insectes peut se faire à l'aide de pièges⁶⁹. La quantification de certains paramètres météorologiques requiert des appareils de mesures spécifiques ;
- des services spécifiques. Ces services peuvent être ceux d'un dépisteur, ceux d'un laboratoire d'analyses, voire ceux d'un conseiller en protection des cultures ;
- du temps de travail. L'agriculteur doit surveiller le développement des cultures, repérer les symptômes d'infestation, réaliser des échantillonnages et synthétiser les données ainsi obtenues ;
- du capital humain. L'agriculteur doit savoir reconnaître les symptômes des infestations potentielles de ses cultures. Il doit connaître les cycles biologiques de ses cultures et de leurs déprédateurs. Enfin, il doit être capable d'utiliser toutes les informations qu'il a recueillies pour en faire un outil de décision (formellement une distribution de R).

Dans la plupart des pays développés, l'Etat, par l'intermédiaire de divers organismes (Services Régionaux de la Protection des Végétaux en France, *Extension Services* aux Etats-Unis), fournit aux agriculteurs des éléments pour les aider à raisonner la protection de leurs cultures. Ces informations à caractère public sont parfois gratuites sinon peu coûteuses⁷⁰. Elles doivent être vues comme des compléments des intrants qui servent à la production du dépistage. En effet, ces organismes peuvent mettre des logiciels de prévision à la disposition des agriculteurs. Ces derniers n'ont alors qu'à introduire les données concernant leurs parcelles pour obtenir des prévisions ou simulations spécifiques. De même, ces organismes peuvent indiquer aux agriculteurs les moments propices à la recherche de certains symptômes d'infestation. Ceci permet d'accroître la productivité du temps d'observation des agriculteurs. L'étude de Harper *et al.* (1990) concernant la lutte contre les insectes nuisibles pour le riz au Texas montre que les agriculteurs qui raisonnent leur protection phytosanitaire suivent régulièrement les journées de formation qui leur sont proposées.

Il est possible de mettre en évidence le rôle central joué par la contrainte de temps et le capital humain dans le coût d'acquisition d'informations sur l'état sanitaire des parcelles.

Lorsque l'agriculteur ne peut s'adresser à un expert pour obtenir un diagnostic de l'état sanitaire des parcelles, il doit allouer une partie de son temps de travail à la production de l'information qu'il va utiliser. Dès lors sa décision de recherche d'information dépend essentiellement de la comparaison des bénéfices qu'il peut obtenir en utilisant une information de qualité donnée et d'un coût d'opportunité. Il peut être matériellement très difficile à un agriculteur de consacrer du temps à une surveillance assidue des parcelles. Par exemple, un éleveur laitier est soumis à une demande de temps très importante et quasi-inélastique pour l'alimentation, la traite et les soins de son troupeau. En revanche, les agriculteurs spécialisés, notamment en céréaliculture, ont une contrainte de temps plus lâche et par conséquent un coût d'opportunité pour la recherche d'information plus faible que celui des éleveurs. En effet, en dehors des pointes de travail telles que les récoltes ou les labours, l'allocation du temps de travail d'un céréaliculteur est contrainte par moins de rigidités que celle d'un éleveur.

⁶⁸ Ces logiciels sont peu nombreux et ne concernent que quelques déprédateurs.

⁶⁹ Ils sont notamment utilisés pour la protection du colza.

⁷⁰ Un abonnement aux Avertissements Agricoles des Services Régionaux de la Protection des Végétaux coûtait 600^{FF} en 1992.

Viaux et Le Monnier (1994) ont enquêté auprès de 14 agriculteurs de la moitié nord de la France sur le temps qu'ils consacrent au suivi technique des cultures et la prise de décision. Ils constatent que ce temps varie énormément d'une exploitation à l'autre (de 55 min à 6h30 par hectare) et que, là où il est le plus important, les agriculteurs recourent à un nombre restreint de traitements, à des doses réduites et de manière générale, sont plus enclins à adopter les nouvelles techniques. Ce sont sur les exploitations d'élevage que ce temps est le plus restreint et que la réduction des traitements phytosanitaires est la moins manifeste. Les modèles d'adoption de la lutte raisonnée contre les ennemis des cultures tendent à corroborer cette analyse dans le cas de l'agriculture américaine. Une étude met en évidence que la production intégrée espagnole de citrons, de pommes ou de poires conduit à des coûts de production plus élevés en termes de temps de gestion, d'analyses des informations nécessaires à la conduite intégrée et en termes de temps de formation (Agra CEAS Consulting, 2002).

Le capital humain dépend essentiellement de la formation initiale, de l'expérience et des efforts de formation continue et doit donc être considéré comme fixe à court terme. Il joue dans la production d'information selon un effet de seuil. Par exemple, un agriculteur ne peut évaluer une population de déprédateurs que s'il sait détecter leur présence et réaliser un échantillonnage. Comme cela sera vu dans la suite, de nombreuses études américaines montrent que le capital humain de l'agriculteur est un facteur déterminant pour l'adoption des pratiques économes en intrants chimiques en général (Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1997 ; Khanna et Zilberman, 1997 ; Sunding et Zilberman, 2001).

L'étude de la pyramide des âges des agriculteurs français montre que ces derniers sont relativement âgés. Ces derniers ont donc effectué la majeure partie de leur carrière durant une période pendant laquelle la protection phytosanitaire chimique et systématique était préconisée par la plupart des organismes de conseil. Aussi, est-il raisonnable de penser que le niveau moyen du capital humain des agriculteurs français est actuellement encore assez faible, tout au moins pour une utilisation généralisée de la protection des cultures raisonnée. De même, les agriculteurs en fin de carrière sont peu incités à réaliser un investissement en capital humain dans la mesure où ils ne pourront profiter pleinement de cet investissement que sur une courte durée (Huffman, 2001).

Pourtant, l'examen du contenu des revues techniques agricoles récentes révèle que la demande de formation des agriculteurs est croissante dans le domaine de la protection raisonnée des cultures. De même, la création en 1992 par le SRPV de la région Centre du Labo Vert montre que la demande directe d'information tend, elle aussi, à croître. Le Labo-Vert réalise des diagnostics de l'état sanitaire des parcelles et forme les agriculteurs pour l'identification et la quantification des infestations (Figarol, 1994). Deux phénomènes peuvent expliquer cette évolution : le renouvellement de la population des agriculteurs et la baisse du rapport des prix des produits agricoles aux prix des produits industriels. Les jeunes agriculteurs, mieux formés que leur prédécesseurs, ont pris conscience de l'intérêt de la lutte raisonnée. Ils ont plus facilement accès à des niveaux d'information satisfaisants, leur niveau initial de capital humain étant plus élevé dans l'ensemble. Enfin, les évolutions récentes de la PAC, notamment la baisse du rapport du prix de la production au prix des intrants accélérée par la réforme de 1992, joue au détriment d'une utilisation systématique des pesticides.

5.3.3.2. Utilisation des techniques de dépistage : un cas simple

5.3.3.2.1. Infestation et production

Nous considérons ici le cas d'un agriculteur qui possède une parcelle et qui envisage d'utiliser des techniques de dépistage pour piloter la protection phytosanitaire de cette parcelle.

De manière à simplifier l'analyse, le seul risque affectant la production de l'agriculteur est une infestation pouvant survenir avec une probabilité q . Si l'infestation survient et n'est pas contrôlée la production de la parcelle considérée est y , si l'infestation est absente le niveau de production est Y . Bien entendu, on a :

$$(12) \quad y < Y.$$

La production de l'agriculteur peut être vendue au prix p .

Pour éliminer l'infestation, l'agriculteur peut utiliser un pesticide très efficace techniquement. Quel que soit le niveau d'infestation de sa parcelle, l'agriculteur obtient le niveau de production Y s'il utilise le pesticide en question. L'intervention coûte w . Le pesticide ayant passé la procédure d'homologation, l'utilisation à bon escient du pesticide (lorsqu'il y a infestation) est rentable, ce qui se traduit par la condition suivante :

$$(13) \quad c < p(Y - y) .$$

Cette condition assure qu'il est toujours rentable de traiter lorsque la présence de l'infestation est attestée.

5.3.3.2. Le dépistage : information produite et coût

Pour piloter sa protection phytosanitaire l'agriculteur peut utiliser une technique de dépistage de l'infestation affectant sa parcelle. Nous supposons ici que l'infestation est facile à observer, ce qui fait que son dépistage produit une information parfaite. Après dépistage, l'agriculteur sait donc avec certitude si sa parcelle est infestée ou non.

Bien entendu, si cette information était gratuite, l'agriculteur l'utiliserait volontiers. Il est vu dans la suite que l'utilisation du dépistage est dans ce cas toujours rentable. Cependant, le dépistage n'est pas gratuit. Soit l'agriculteur se procure un service auprès d'un dépisteur professionnel (ce qui est possible aux Etats-Unis par exemple), soit il effectue lui-même le dépistage. Lorsque l'agriculteur effectue lui-même le dépistage, cela lui coûte au minimum le temps qu'il passe dans ses parcelles. Le coût d'opportunité du temps utilisé par l'agriculteur pour le dépistage dépend de sa contrainte de temps. Aussi, le coût du temps de dépistage est plus important pour un éleveur qui doit s'occuper de son cheptel que pour un cultivateur spécialisé. A ce coût en terme de temps de travail s'ajoute celui d'une éventuelle formation au dépistage (reconnaissance du déprédateur, connaissance des périodes critiques pour le dépistage, calcul du seuil d'intervention, techniques d'échantillonnage pour un dépistage efficace). Le coût du dépistage sera noté c .

5.3.3.3. Choix de l'agriculteur et valeur économique du dépistage dans le cas simple

5.3.3.3.1. Choix de l'agriculteur : traitements préventifs ou pas de traitement

Lorsqu'il ne peut disposer de l'information apportée par le dépistage, l'agriculteur a deux options à sa disposition : soit utiliser le pesticide de manière préventive (et systématique), soit ne pas l'utiliser du tout.

Dans le premier cas, il obtient un revenu moyen (espéré) donné par :

$$(14a) \quad RM_{sr} \equiv qyp + (1 - q)Yp = Yp - q(Y - y)p .$$

Sa parcelle est infestée avec une probabilité q , ce qui lui donne une production y puisqu'il n'a pas traité. Avec une probabilité $(1 - q)$ sa production est intacte, son niveau est de Y . Le terme $q(Y - y)p$ correspond à la valeur de la perte moyenne liée à l'infestation pour l'agriculteur.

Lorsque l'agriculteur décide d'utiliser le pesticide quoiqu'il arrive, son revenu est donné par :

$$(14b) \quad RM_{tp} \equiv Yp - w .$$

Puisqu'il utilise le pesticide, il obtient le niveau de production Y mais cette stratégie lui coûte w . Contrairement au revenu sans traitement, le revenu de l'agriculteur avec traitement préventif (systématique) n'est pas aléatoire, il est toujours égal à Y .

Comme cela a été vu dans la partie 5.2, l'effet contre-aléatoire de l'utilisation des pesticides peut expliquer le choix des traitements préventifs par les agriculteurs averses au risque ou soumis à certaines contraintes. Bien que ces éléments relatifs aux comportements en avenir incertain soient très importants, ils sont pour l'instant laissés de côté. L'agriculteur considéré est supposé neutre face au risque.

Etant neutre face au risque, l'agriculteur choisit sa stratégie en comparant le revenu espéré procuré par chacune des stratégies possibles. Il choisit donc de traiter préventivement si :

$$(15) \quad RM_{ST} < RM_{TP} \quad \Leftrightarrow \quad Yp - q(Y - y)p < pY - w \quad \Leftrightarrow \quad q(Y - y)p > w$$

et de ne jamais traiter sinon. La dernière inégalité de l'expression (15) indique que l'agriculteur choisit de traiter systématiquement si le prix du traitement est inférieur à la perte moyenne engendrée par l'infestation, *i.e.* si l'utilisation du pesticide est rentable en moyenne (en espérance).

Il est important de noter que cette rentabilité moyenne dépend bien évidemment du coût du traitement mais également :

- de l'efficacité technique du pesticide et du dommage engendré par l'infestation : $(Y - y)$. Un traitement est d'autant plus rentable qu'il permet d'éliminer un dommage important,
- de la fréquence de l'infestation : q . Plus l'infestation est fréquente plus l'utilisation du pesticide sera rentable en moyenne

et :

- du prix de la production : p .

Les deux premiers points sont importants pour comprendre l'adoption des traitements préventifs (ou systématiques) en production agricole intensive. A rapport de prix w/p constant, les traitements préventifs sont d'autant plus rentables que le rendement potentiel et la fréquence des infestations sont élevés. De même, ces points illustrent l'intérêt des autres techniques que le dépistage permettant de réduire l'utilisation des pesticides. La résistance des plantes cultivées et la préservation des auxiliaires de la protection des cultures réduisent $(Y - y)$. Les pratiques culturales à bas niveaux d'intrants réduisent à la fois $(Y - y)$ et la fréquence des infestations q . Les rotations culturales réduisent essentiellement q .

Le dernier point explique d'une part le comportement des producteurs fruitiers, des viticulteurs et des maraîchers et les effets de la réforme de la PAC pour le soutien du revenu des producteurs de grandes cultures depuis 1992. Plus le prix du produit à protéger est élevé, plus sa protection est rentable.

5.3.3.2. Valeur économique du dépistage : cas des traitements relativement peu onéreux

Lorsqu'il utilise un dépistage qui génère une information parfaite, l'agriculteur obtient un revenu espéré donné par :

$$(16) \quad RM_R \equiv q[Yp - w] + (1 - q)Yp - c = Yp - qw - c.$$

Puisqu'il détecte à coup sûr la présence ou l'absence de l'infestation, l'agriculteur ne traite sa culture que lorsque c'est nécessaire, ce qui lui permet de toujours obtenir le niveau de production Y . Le dépistage lui permet de n'utiliser le pesticide qu'à bon escient. Aussi, la protection phytosanitaire raisonnée lui coûte en moyenne qw . Ceci dit le dépistage lui coûte toujours c . Dans ce cas, le niveau de production est certain mais l'utilisation de pesticides est liée à l'infestation, elle est donc aléatoire.

Aussi la comparaison de l'utilisation de pesticides d'agriculteurs qui utilisent le dépistage et celle des agriculteurs qui ne l'utilisent pas doit être réalisée avec une certaine prudence. Cette comparaison nécessite l'observation des choix de ces agriculteurs sur une certaine période.

L'agriculteur décide d'utiliser le dépistage, *i.e.* décide de raisonner sa protection phytosanitaire avec l'information apportée par le dépistage des infestations, si :

$$(17a) \quad RM_{TP} < RM_R \quad \Leftrightarrow \quad Yp - w < Yp - qw - c \quad \Leftrightarrow \quad (1 - q)w > c.$$

et si :

$$(17b) \quad RM_{ST} < RM_R \quad \Leftrightarrow \quad Yp - q(Y - y)p < Yp - qw - c \quad \Leftrightarrow \quad q(Y - y)p > qw + c$$

Un agriculteur qui utilise initialement le pesticide de manière préventive considère la condition (17a). Cette condition indique que l'agriculteur n'utilise le dépistage que si l'information qu'il lui procure lui permet de réaliser des économies moyennes en matière de traitement : $(1-p)w$ supérieures au coût de la production de cette information : c . Il est aisé dans ce cas de définir la valeur économique de l'information apportée par le dépistage. Il s'agit du prix maximum que l'agriculteur serait prêt à payer pour obtenir cette information. Ce prix est ici donné par :

$$(18a) \quad V_{R/ST} = (1-q)w.$$

La valeur de l'information correspond au gain e de revenu espéré lié à l'utilisation de l'information apportée par le dépistage. Elle correspond ici à l'économie que l'agriculteur réalise en ajustant ses décisions aux conditions d'infestation. La valeur de l'information croît en w et décroît en q . En effet, l'économie réalisée est d'autant plus importante que le traitement est onéreux et/ou que la probabilité d'infestation est faible, *i.e.* qu'il existe des possibilités d'impasse sur les traitements.

Dans ce cas, le dépistage permet de réduire l'utilisation des pesticides.

5.3.3.3.2. Valeur économique du dépistage : cas des traitements relativement onéreux

La condition (17b) est celle que considère un agriculteur qui n'utilise initialement aucun traitement pour décider d'utiliser ou non le dépistage. Cet agriculteur utilise le dépistage si ce dernier lui permet d'utiliser les pesticides à bon escient, *i.e.* si ce que lui fait gagner le dépistage en terme de revenu brut moins les coûts de traitement est supérieur à ce que lui coûte le dépistage : c et l'utilisation raisonnée de pesticides : qw . La valeur économique de l'information apportée par le dépistage est donnée par :

$$(18b) \quad V_{R/ST} = q[(Y-y)p - w].$$

Dans ce cas, la valeur de l'information croît avec le prix de la production et avec la probabilité de l'infestation mais décroît avec le coût du traitement. Ceci provient de ce que le dépistage permet d'utiliser les pesticides à bon escient alors que l'agriculteur n'en utilise pas dans la situation où le dépistage est inaccessible. Ici le dépistage accroît la demande de pesticides.

5.3.3.4. Les coûts implicites de l'utilisation du dépistage

L'analyse précédente a montré que le temps de travail des agriculteurs et leur capital humain sont déterminants pour l'utilisation du dépistage. Ces intrants des agriculteurs sont en général mal mesurés et leurs coûts sont souvent seulement implicites. Aussi, il convient d'être prudents lors des comparaisons des marges brutes usuelles des pratiques conventionnelles et des pratiques économes en pesticides. Ces marges brutes ne tiennent pas compte de ces coûts implicites.

Mais d'autres coûts plus ou moins implicites peuvent être associés à l'utilisation du dépistage (Caswell *et al.*, 2001).

5.3.3.4.1. Le coût des contraintes sur les décisions des agriculteurs après dépistage

Jusqu'à présent, il a été supposé que l'ensemble des décisions possibles de l'agriculteur ne dépend pas du signal reçu. Or les relations qui existent entre les risques d'infestations et le climat font que cette hypothèse peut être infirmée. Par exemple, un climat humide (et relativement chaud) favorise le développement de champignons. Aussi, un agriculteur qui attend d'obtenir le maximum d'information d'ordre climatique avant de prendre ses décisions de traitements fongicides peut se retrouver dans l'impossibilité matérielle de traiter ses parcelles alors que ses prévisions d'infestation fongique sont pessimistes. En effet, il peut difficilement entrer dans des parcelles gorgées d'eau (Stoop, 1994). Donc, les évaluations de l'information calculées dans cette sous-section peuvent, dans certains cas, être surestimées. Ces contraintes sur l'ensemble des actions possibles peuvent être assimilées à un coût d'utilisation de l'information (Radner et Stiglitz, 1984).

Ce type de problème est plus fréquemment étudié dans le cas du fractionnement des apports d'azote (Isik et Khanna, 2003).

5.3.3.4.2. Dépistage imparfait et coût de l'erreur de diagnostic

Dans le modèle présenté en 5.3.3.1 et utilisé en 5.3.3.2. le diagnostic était supposé sans erreur, *i.e.* l'information sur l'infestation apportée par le dépistage était supposée parfaite. Or, il est *a priori* impossible d'exclure la possibilité d'erreur de diagnostic. Les erreurs de diagnostic ont deux effets liés mais de natures différentes. Le premier est le plus simple : une erreur de diagnostic se traduit par une perte économique dont l'agriculteur doit tenir compte lorsqu'il décide d'adopter ou non les techniques de dépistage. En ce sens, cet effet n'est pas un véritable coût implicite, cet effet est simplement un élément du calcul économique de l'agriculteur.

Le second est lié à la gestion du risque de revenu ou de production. En effet, dans le modèle utilisé jusqu'à présent, le dépistage étant parfait, la production est constante et le revenu n'est incertain qu'en raison de la corrélation des coûts de traitement avec l'infestation. Dans le cas où l'information est imparfaite la production devient aléatoire, elle est égale à Y si tout se passe bien mais elle est égale à y si l'infestation n'a pas été détectée. Ce second effet est insignifiant pour un agriculteur neutre face au risque, mais il est significatif pour un agriculteur faisant par exemple face à des contraintes spécifiques : contraintes de rendement pour l'alimentation d'un cheptel ou contraintes de remboursement d'emprunts. Dans ce cas, les éventuelles erreurs de diagnostic sont à l'origine de coûts implicites (Radner et Stiglitz, 1984).

Ces aléas de production et donc de revenu importent également aux agriculteurs averse au risque. Dans ce cas, les économistes ne considèrent pas que les erreurs de diagnostic génèrent des coûts implicites. En effet, l'aversion face au risque est une caractéristique décrivant les préférences des agriculteurs. Aussi, ce qui est en cause ici est autant un problème du critère de comparaison des distributions de revenu (espérance simple, espérance de l'utilité des revenus...) qu'un problème de coût implicite, ce dernier pouvant être mesuré par la prime de risque associée aux erreurs de diagnostic.

Afin d'étudier ces questions, le modèle précédent est généralisé en introduisant la possibilité d'erreurs de diagnostic. Il est supposé ici que ces erreurs ne sont que d'un type. Lorsque l'infestation est absente, le dépistage ne conduit jamais à la conclusion que l'infestation est présente.⁷¹ En revanche, lorsque l'infestation est présente, il existe une possibilité que le dépistage conduise à la conclusion erronée selon laquelle l'infestation est absente.

Dans ce contexte, il convient de formaliser l'information apportée par le dépistage comme un signal corrélé à l'état sanitaire de la parcelle. Ce signal prend deux valeurs : \hat{Y} pour « pas d'infestation » (rendement maximum) et \hat{y} pour « infestation » (rendement endommagé). Etant données les hypothèses imposées ci-dessus ce signal a les propriétés suivantes :

- Le dépistage produit le signal \hat{Y} avec une probabilité 1 lorsque l'infestation est absente (rendement réel : Y).
- Lorsque l'infestation est présente, le dépistage produit le signal correct \hat{y} avec une probabilité $(1 - r)$ et le signal erroné \hat{Y} avec une probabilité r .

Bien entendu, le paramètre r mesure la qualité du dépistage : il est d'autant plus élevé que le dépistage est de médiocre qualité. Le revenu moyen de l'agriculteur utilisant le dépistage est alors donné par :

$$(19) \quad \begin{aligned} RM_{Re} &\equiv q[(1-r)(Yp-w) + ryp] + (1-q)Yp - c \\ &= q(Yp-w) + (1-q)Yp - c - qr[(Y-y)p-w] = RM_R - qr[(Y-y)p-w] \end{aligned}$$

⁷¹ Il serait possible d'introduire la possibilité d'erreurs de diagnostic dans ce cas sans que cela affecte les conclusions principales de cette sous-section.

Ce revenu espéré est égal à celui procuré par le dépistage parfait moins l'espérance du coût de l'erreur de dépistage : $qr[(Y - y)p - w]$. Ce coût moyen de l'erreur croît avec la probabilité d'infestation : q , la probabilité de l'erreur : r , le dommage lié à l'infestation : $(Y - y)$ et le prix du produit agricole : p . Mais il décroît avec le coût du traitement puisque l'erreur évite un traitement, même si ce dernier est utile.

Le rendement de l'agriculteur est donné par Y avec une probabilité $q(1 - r) + (1 - q)$, *i.e.* la probabilité d'un choix pertinent, et par y avec une probabilité qr , *i.e.* la probabilité d'un choix erroné. Son rendement moyen est donné par : $[q(1 - r) + (1 - q)]Y + qry$. Ce rendement moyen est inférieur au rendement (certain) obtenu en cas de traitement systématique ou avec un dépistage parfait : Y , mais est supérieur au rendement moyen obtenu sans protection phytosanitaire : $(1 - q)Y + qy$.

Pour un agriculteur qui traite de manière systématique sans dépistage, la valeur de l'information apportée par le dépistage est donnée par :

$$(20a) \quad V_{Re/TP} \equiv (1 - q)w - qr[(Y - y)p - w] = V_{R/TP} - qr[(Y - y)p - w].$$

Cette valeur est simplement la valeur du dépistage parfait amputée du coût moyen de l'erreur. Dans le cas d'un agriculteur qui ne traite pas ses cultures sans dépistage, la valeur économique du dépistage imparfait est donnée par :

$$(20b) \quad V_{Re/ST} \equiv q[(Y - y)p - w] - qr[(Y - y)p - w] = V_{R/ST} - qr[(Y - y)p - w] \\ = q(1 - r)[(Y - y)p - w].$$

Dans les deux cas, l'erreur de dépistage tend à détériorer la valeur économique du dépistage.

Nous développons ci-dessus deux cas montrant que ce calcul peut cependant sur-estimer la valeur du dépistage du point de vue des agriculteurs en sous-estimant le coût de l'erreur.

5.3.3.4.3. *Dépistage imparfait, coût de l'erreur de diagnostic et aspects qualitatifs*

Lorsque l'infestation affecte à la fois le rendement et la qualité du produit, l'erreur peut « coûter » plus chère que ne le suggère le calcul précédent. Ce cas se présente notamment pour les cultures maraîchères ou fruitières, notamment celles vendues en frais.

Supposons qu'une production correctement protégée ou exempte d'infestation soit payée au prix P à l'agriculteur alors qu'une production endommagée par l'infestation est payée au prix $p < P$. Dans ce cas, une protection systématique donne un revenu certain de :

$$(21a) \quad RM_{TP} \equiv YP - w$$

alors qu'une stratégie sans protection donne un revenu aléatoire d'espérance :

$$(21b) \quad RM_{ST} \equiv qyp + (1 - q)YP.$$

Puisqu'il utilise le pesticide, il obtient le niveau de production Y mais cette stratégie lui coûte w . Ici le différentiel de prix joue clairement en faveur de l'utilisation des pesticides, en dehors de toute considération de risque de revenu, *i.e.* en moyenne.

La stratégie utilisant un dépistage parfait permet d'obtenir un revenu d'espérance :

$$(21c) \quad RM_R \equiv q(YP - w) + (1 - q)YP - c = YP - qw - c = RM_{TP} + (1 - q)w - c.$$

Ici le différentiel de prix n'affecte pas la différence entre le revenu obtenu entre le traitement systématique et l'utilisation du dépistage. Le dépistage permet simplement d'économiser en moyenne $(1 - q)w$ en terme de dépenses de traitements contre le coût du dépistage c .

En revanche, le différentiel de prix a un impact important lorsque le dépistage n'est pas parfait. En effet, l'utilisation du dépistage donne un revenu moyen de :

$$(21d) \quad \begin{aligned} RM_{Re} &\equiv q[(1-r)(YP-w) + ryp] + (1-q)YP - c \\ &= RM_R - qr[(YP-yp) - w] = RM_{TP} + (1-q)w - c - qr[(YP-yp) - w] \end{aligned}$$

Le coût de l'erreur est en moyenne de $qr[(YP-yp) - w]$ par rapport à une stratégie de protection systématique. Il dépend directement du différentiel de prix et de rendement. Lorsque ces derniers sont importants, le coût moyen de l'erreur peut facilement dépasser le gain lié à l'économie de pesticides.

5.3.3.4.4. Dépistage imparfait, coût de l'erreur de diagnostic et gestion du risque de revenu ou de production

La question du coût de l'erreur prend encore plus poids lorsque l'agriculteur est averse au risque ou fait face à certaine contrainte. Si la protection systématique permet d'obtenir un rendement certain avec une qualité certaine, l'utilisation du dépistage introduit de l'aléa au niveau du rendement, (éventuellement) de la qualité du produit et donc du revenu.

Aussi, même si le dépistage peut permettre d'obtenir un revenu moyen supérieur à celui obtenu avec la protection phytosanitaire systématique (ce qui est le cas si r et c sont suffisamment petits), un agriculteur peut néanmoins préférer la protection systématique afin d'éviter les « mauvaises » années et les coûts associés à la gestion d'une année à très faible revenu, voire à revenu négatif.

Cet argument est également valide dans le cas d'un éleveur qui cherche à assurer l'alimentation en fourrage de son cheptel.

Le problème de l'utilisation d'un dépistage imparfait par des agriculteurs averses au risque est abordé par Carpentier (1995, 1996). Les résultats que cet auteur obtient sont qualitativement proches de ceux présentés ci-dessus. En effet, pour un agriculteur averse au risque les faibles niveaux de revenu ont plus de poids que les hauts niveaux de revenu (ce qui se traduit par la concavité de l'utilité du revenu). Aussi, l'aversion au risque a des effets similaires à ceux des différentiels de prix introduits ci-dessus.

5.3.3.5. Valeur du dépistage et contexte économique

5.3.3.5.1. Contexte économique et valeur du dépistage pour l'agriculture française

Si la valeur économique du dépistage est toujours positive (ce qui résulte de l'application du théorème de Blackwell), le dépistage peut accroître ou diminuer l'utilisation des pesticides, selon le contexte économique et technique.

Lorsqu'il n'utilise pas le dépistage et que le pesticide est relativement onéreux, un agriculteur a intérêt à ne pas utiliser ce pesticide. Dans ce cas, l'utilisation du dépistage accroît l'utilisation du pesticide puisque cette technique lui permet d'utiliser cet intrant lorsqu'il est rentable. Dans ce cas une taxe sur le prix des pesticides diminue la valeur économique du dépistage et rend son utilisation moins rentable.

A contrario, lorsque les pesticides sont relativement bon marché, il peut être rentable pour un agriculteur d'employer une stratégie de protection systématique de ses cultures. Dans ce cas, le dépistage lui permet de réduire son utilisation de pesticides. Une taxe sur l'utilisation des pesticides tend à accroître la valeur économique du dépistage. En effet, l'information apportée par le dépistage permet ici d'économiser les dépenses des traitements inutiles. Plus ces traitements sont onéreux, plus l'économie réalisée est importante. Si le contexte économique amène l'agriculteur à utiliser des pratiques relativement intensives, toutes les conditions sont alors réunies pour qu'il utilise plutôt une stratégie préventive en matière de protection phytosanitaire. En effet, ces pratiques sont caractérisées par de hauts rendements potentiels (donc des dommages sanitaires importants) et par des infestations relativement fréquentes. De même, la recherche de rendements élevés est surtout intéressante lorsque le rapport du prix du produit sur celui des intrants chimiques est relativement élevé.

L'analyse suivante montre que les stratégies de protection phytosanitaires utilisées actuellement par les agriculteurs français en général sont proches d'utilisations préventives (voire systématiques) des pesticides. Ce constat tend à corroborer l'idée selon laquelle l'utilisation du dépistage permettrait de réduire l'utilisation des pesticides.

De nombreuses études, en France (Carles, 1992 ; Viaux, 1993) ou au Royaume-Uni (Patterson, 1992) tendent à prouver que la plupart des agriculteurs réalisent des traitements systématiques. Pour la France, ce point peut être illustré à l'aide des résultats d'enquête de Carles (1992). Cette enquête a porté sur un échantillon de 1200 agriculteurs français. Ces résultats montrent que lorsque les pesticides sont utilisés, ils font plutôt l'objet d'applications systématiques. Ces résultats sont corroborés par ceux du chapitre 2.

En 1997, 37% des arboriculteurs français déclaraient à des comptages visuels et/ou piégeages et 43% à des traitements systématiques (Agreste, 1998).

5.3.3.5.2. Le cas des grandes cultures

Les résultats des essais effectués par différents organismes de recherche (Institut Technique des Céréaliéristes de France (ITCF), Institut National de la Recherche Agronomique (INRA...)) montrent que la rentabilité espérée des traitements phytosanitaires est très importante pour les grandes cultures françaises au début des années 1990. Nombre d'études concernent la protection fongicide, un des éléments essentiels du processus de production intensive des céréales (Meynard, 1991). A ce titre, l'étude de Moquet (1994) sur les fongicides des céréales en Bretagne est intéressante. En mesurant la nuisibilité des maladies par les écarts observés en expérimentation au champ entre des parcelles traitées et des parcelles témoins, l'auteur étudie la rentabilité d'une protection fongicide systématique (2 passages de fongicides polyvalents). Basant ses calculs sur un prix du blé à 75 FF par quintal et un coût des traitements à 700 FF par hectare, l'auteur montre que le gain net moyen associé à une protection systématique est de 1100 FF par hectare sur la période 1986-1993⁷². Stoop (1994) montre que ces résultats peuvent être généralisés pour la France entière.

Cependant, ces études sont relativement anciennes. La baisse des prix des grandes cultures induite par la réforme de la PAC de 1992 constitue une évolution majeure du contexte économique dans lequel évoluent les producteurs français de grandes cultures, évolution qui va dans le sens d'un moindre recours à la protection préventive des cultures et d'un accroissement de la valeur du dépistage qui permet d'économiser les traitements inutiles. En effet, les pesticides ont un poids important dans le revenu des producteurs de grandes cultures (voir tableau 5.3-1.). En 1990, les dépenses de pesticides représentaient déjà plus de 39% des marges brutes des producteurs français de grandes cultures. Avec la baisse du prix des grandes cultures ce poids a tendance à s'alourdir, ce qui pourrait stimuler l'utilisation des techniques de dépistage.

Tableau 5.3-1. Importance des dépenses de produits phytosanitaires dans le résultat économique des exploitations françaises en 1990 et pour diverses orientations technico-économiques

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céréales	Grandes Cultures	Maraîchage	Vin de qualité	Autre viticulture	Fruits
Dépenses de pesticides (ff90/ha)	781 (119 €)	903 (138 €)	4027 (615 €)	2045 (312 €)	1313 (200 €)	2510 (383 €)
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	12.3	10.1	5.0	1.8	2.7	3.4
Part des dépenses de pesticides dans le résultat d'exploitation (%)	45.4	39.1	13.0	8.0	13.8	18.0

Sources : Données issues de Carles (1992) et Carles et Bonny (1993).

⁷² L'auteur dispose de séries remontant jusqu'en 1980. Cependant, utiliser les données antérieures à 1986 s'avère difficile. En particulier, l'arrivée de la nouvelle génération des triazoles sur le marché en 1986 modifie considérablement les mesures de la nuisibilité de la rouille brune, de l'oïdium et des septorioses.

L'utilisation des techniques de dépistage pose deux types de problèmes ici (en dehors du problème de la réalisation du dépistage lui-même).

Passer d'une stratégie de protection phytosanitaire préventive ou systématique implique une prise de risque liée aux éventuels erreurs de diagnostic.

De même, l'analyse précédente montre que l'intérêt économique du dépistage dépend des économies réalisées sur les traitements évités. Or dans les systèmes de production les plus intensifs les infestations tendent à être relativement fréquentes, ce qui tend à limiter l'intérêt du recours au dépistage. Par exemple, lorsque l'utilisation raisonnée des fongicides du blé est considérée, seules les impasses sur le second (voire le troisième) traitement fongicide sont généralement envisagées. Ceci tend à montrer qu'avec les pratiques de culturales actuelles, les infestations fongiques sont suffisamment fréquentes pour qu'il soit difficile d'envisager l'impasse complète sur la protection fongique du blé en France (sauf dans le cas de l'utilisation de variétés résistantes).

Aussi, les techniques de dépistage (notamment pour l'utilisation des fongicides) sont vraisemblablement plus intéressantes dans le cadre de l'utilisation de pratiques à bas niveaux d'intrants que dans celui de l'utilisation des pratiques conventionnelles. Le fait que la plupart des études européennes sur la question des pesticides considèrent des pratiques à bas niveaux d'intrants et pas seulement des pratiques économes en pesticides tend à corroborer cette idée.

5.3.3.5.3. Le cas des cultures spéciales

Les facteurs en faveur de l'utilisation préventive de pesticides semblent encore plus déterminants dans le cas de la production fruitière, du maraîchage ou de la vigne. Les pertes liées à certaines infestations peuvent être très importantes. Ces cultures sont également souvent pratiquées dans des exploitations spécialisées et sont parfois pérennes. Aussi, certaines infestations inhérentes à la récurrence d'une culture sur une même parcelle ou à la pérennité des cultures tend à augmenter la fréquence des infestations. Enfin, le prix de ces produits peut être contingent au respect de normes contraignantes concernant la qualité sanitaire de ces produits et leur aspect esthétique.

Ces éléments tendent à favoriser le recours à la protection chimique systématique et à accroître les coûts de l'erreur de diagnostic des dépistages.

Les dépenses de pesticides représentent 13% des marges brutes des maraîchers, 18% de celles des producteurs fruitiers et 8% de celles des viticulteurs produisant du vin de qualité (tableau 5.3-1.). Bien que conséquents pour certaines cultures, ces chiffres sont nettement inférieurs à ceux des producteurs de grandes cultures. Aussi, une infestation mal contrôlée peut grever significativement la marge brute de ces productions alors que le recours au dépistage ne permet d'économiser qu'une partie de moins de 18% de cette marge. Le problème de l'erreur de diagnostic prend d'autant plus d'importance lorsque ces cultures sont pratiquées sur des exploitations à petites surfaces et peu diversifiées.

En ajoutant à cela les coûts liés au dépistage lui-même, l'utilisation du dépistage apparaît encore moins intéressante pour ces agriculteurs.

5.3.3.6. Conclusions quant à l'effet du contexte économique sur l'utilisation et l'intérêt du dépistage

Dans tous les cas, il semble donc que les techniques de dépistages permettraient de réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs français. Dans la même logique, une augmentation du prix des pesticides accroîtraient la valeur économique du dépistage pour les agriculteurs français en augmentant le niveau des économies réalisées en matière de dépenses de protection phytosanitaire grâce à cette technique. Cette augmentation du prix des pesticides tend par ailleurs à offrir des opportunités en matière de création d'entreprises ou de services de dépistage.

Cependant, le recours à cette technique se heurte à trois types de problèmes :

- Tout d'abord, passer d'une logique de traitements préventifs ou systématiques impliquent une prise de risque lorsque le dépistage n'est pas sans erreur. Ce problème peut être en partie éliminé

pour certains couples déprédateur/culture et par la maîtrise de la technique de dépistage. Néanmoins, le risque d'erreurs ne peut être exclu. Ce problème semble particulièrement présent dans le cas des cultures spéciales.

- Ensuite, il semble que le dépistage soit plus intéressant dans les systèmes de production les moins spécialisés et les moins intensifs. En effet, dans ces systèmes la fréquence des infestations par de nombreux déprédateurs tend à être importante. Or l'intérêt du dépistage résulte justement de l'identification des situations dans lesquelles ces infestations sont absentes. Moins ces situations sont fréquentes, moins le dépistage est intéressant.
- Enfin, comme toutes les techniques économes en pesticides (et économes en intrants chimiques en général), le dépistage est une technique intensive en temps de travail qualifié et en capital humain. La construction capital humain requiert un investissement de long terme. Et la disponibilité des agriculteurs pour le pilotage de la protection phytosanitaire peut varier énormément d'une exploitation à l'autre.

L'importance du capital humain pour la maîtrise des pratiques économes en intrants chimiques plaide en faveur de la mise en place d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides de long terme et ambitieuse en matière de recherche, de formation et de conseil aux agriculteurs.

Ceci dit, le recours à des techniques telles que le dépistage des infestations pourrait être stimulé par des incitations économiques, et en particulier par la mise en place de taxes sur les pesticides. En effet, ces taxes accroîtraient directement la valeur économique du dépistage pour les agriculteurs et, par conséquent, accroîtraient indirectement leur demande en matière de formation, de conseil et d'innovations en matière de pratiques culturales économes en pesticides et en intrants chimiques en général.

5.3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques

Cette section synthétise les résultats que nous avons pu obtenir quant aux déterminants et aux effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures et plus généralement quant aux déterminants et aux effets de l'utilisation des techniques de la production intégrée.

La première sous-section vise à présenter les différences existant entre l'agriculture française et l'agriculture des principaux pays concurrents. En particulier, elle met en avant les différences et similitudes entre les pratiques culturales des agriculteurs américains et des agriculteurs français. En effet, la plupart des résultats des études économiques de l'utilisation des techniques économes en pesticides sont relatives à l'agriculture américaine. Bien comprendre ces différences et similitudes est nécessaire pour déterminer la portée des résultats américains pour l'analyse du cas français ou européen en général.

Ces différences sont particulièrement importantes pour ce qui concerne le secteur des grandes cultures, de loin le secteur le plus étudié. De manière générale, les pratiques conventionnelles des producteurs américains de grandes cultures sont plus extensives (avec des rendements objectifs moins élevés) que celles des producteurs européens, tout au moins pour les cultures pratiquées des deux côtés de l'Atlantique. Ceci explique probablement en partie pourquoi les études européennes concernent surtout les techniques de la production agricole intégrée et non les seules techniques de la protection intégrée des cultures. En effet, il est difficile de réduire l'utilisation des pesticides sur grandes cultures lorsque les pratiques culturales utilisées conduisent à une forte pression des déprédateurs. Les différences de pratiques culturales semblent moins importantes en ce qui concerne les cultures spéciales, tout au moins elles conduisent à des différences de rendement moins systématiques.

La seconde sous-section présente les résultats des études américaines visant à mesurer les effets et à identifier les déterminants de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée (voire de la production intégrée). Ces études couvrent à la fois le secteur des grandes cultures et celui des cultures spéciales.

Contrairement aux études européennes qui s'appuient exclusivement sur des résultats expérimentaux, les études américaines s'appuient à la fois sur des résultats expérimentaux (ou de simulation) et des résultats observés lors d'enquêtes auprès d'agriculteurs.

La dernière sous-section présente les résultats des études européennes visant à mesurer les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée (voire de la production intégrée). Ces études couvrent essentiellement le secteur des grandes cultures.

Les deux dernières sous-sections débutent par un état des lieux de l'utilisation des pratiques concernées.

5.3.4.1. Les pratiques culturales de l'agriculture française par rapport à celles d'autres pays

Bien entendu, nous aurions préféré comparer directement les pratiques culturales utilisées pour les différentes cultures et dans les différents pays étudiés, mais les données permettant de telles comparaisons ne sont pas disponibles.

Le tableau 5.3-2. présente simplement les rendements moyens de différentes cultures pour différents pays en 2001. Les différences de rendements moyens peuvent provenir de différences d'avantages comparatifs naturels pour les productions agricoles, voire de différences de contexte économique, mais proviennent néanmoins dans une large mesure de différences de pratiques culturales.

5.3.4.1.1. Comparaisons au sein de l'UE

Il est intéressant de remarquer que de manière générale, les rendements de l'agriculture française sont moins importants que ceux des pays du nord de l'UE, notamment de ceux des Pays-Bas ou du Danemark. L'écart de rendement est plus important pour les cultures spéciales que pour les grandes cultures, probablement en raison de l'importance des cultures sous serres danoises et néerlandaises.

De même, il est intéressant de remarquer que le rendement du maïs fourrage est en France supérieur à celui observé au Danemark mais inférieur à celui observé aux Pays-Bas. Comme les Pays-Bas ou le Danemark, la France est confrontée à des problèmes liés à l'intensification des pratiques d'élevage. Le Danemark a mis en place des mesures visant à limiter le chargement animal à l'hectare.

Bien que l'Etat danois ait mis en place des mesures strictes de régulation des pollutions d'origine agricole au début des années 1990, les rendements français et danois sont comparables, même si les rendements danois sont généralement supérieurs aux rendements français.

Les rendements des cultures spéciales espagnoles et françaises sont proches, les rendements en production fruitière étant plus importants en France qu'en Espagne, l'opposé étant observé pour le maraîchage. De manière générale, les rendements des cultures spéciales italiennes sont inférieurs à ceux des cultures spéciales françaises et espagnoles. Les rendements des nouveaux membres de l'UE sont inférieurs aux rendements français.

5.3.4.1.2. Comparaison France et Etats-Unis

Pour ce qui concerne les grandes cultures, les rendements américains sont au moins inférieurs de moitié aux rendements français, hormis pour le maïs grain et le soja. Ceci s'explique probablement par des différences quant à l'adaptation des différentes cultures aux conditions pédo-climatiques françaises et/ou américaines (même si ces conditions varient énormément à l'intérieur des deux pays). En particulier, le maïs grain et le soja sont deux plantes particulièrement adaptées aux conditions pédo-climatiques des Etats-Unis.

Tableau 5.3-2. Rendement de différentes cultures pour différents pays en 2001 (en qx/ha)

	Etats-Unis	France	Danemark	Pays-Bas	Espagne	Italie	Pologne	Hongrie	Argentine	Australie	Afrique du Sud	Maroc
Céréales												
<i>Blé</i>	27	66	74	79	23	28	35	43	23	21	26	12
<i>Orge</i>	31	57	53	58	21	34	31	35	21	22	20	5
<i>Maïs grain</i>	87	86	-	89	97	95	61	62	54	47	24	2
Oléagineux												
<i>Colza</i>	15	27	27	7	23	11	24	19	18	13	-	7
<i>Tournesol</i>	15	23	-	-	10	20	-	18	17	9	13	5
<i>Soja</i>	26	26	-	-	27	38	-	20	26	15	17	10
Cultures industrielles												
<i>Betterave sucrière</i>	465	626	559	545	631	499	358	442	-	-	-	537
<i>Pomme de terre</i>	401	375	404	428	260	252	162	250	284	325	297	188
Vigne	173	80		25	47	101	-	99	111	118	119	51
Maraîchage												
<i>Carotte</i>	380	389	388	467	500	424	279	319	314	401	251	221
<i>Chou-Fleur</i>	200	139	115	133	182	205	193	165	-	108	210	241
<i>Tomate</i>	620	1200	2100	4583	630	527	141	373	371	556	322	489
<i>Laitue</i>	373	276	350	517	271	197	-	368	-	265	137	200
Cultures fruitières												
<i>Pomme</i>	256	363	105	348	217	372	146	106	297	130	234	80
<i>Poire</i>	354	185	62	125	190	223	42	117	255	273	179	93
<i>Pêche</i>	180	210	-	-	157	184	-	55	107	115	87	103
<i>Abricot</i>	95	66	-	-	65	126	-	42	115	114	104	76
<i>Fraises</i>	405	137	33	179	321	272	39	181	94	169	79	352
<i>Oranges</i>	336	162	-	-	210	175	-	-	176	229	239	141
<i>Olives</i>	83	11	-	-	28	27	-	-	31	16	-	8
Cultures fourragères												
<i>Maïs fourrage^a</i>	320	418	362	448	524	537	nd	nd	-	-	-	-

Source : Données issues des Données FAO, année 2005, sauf : a Eurostat (2002).

Ceci dit, les différences de rendements observées entre la France et les Etats-Unis pour le blé, l'orge, le colza ou encore le tournesol s'expliquent également par des différences de pratiques culturales.

Tableau 5.3-3. Pourcentage des surfaces fertilisées et traitées aux Etats-Unis (%)

	% des surfaces ayant reçu				
	de l'azote	des herbicides	des insecticides	des fongicides	d'autres pesticides
Grandes cultures^a					
<i>Blé</i>	77	36	3	1	0
<i>Soja</i>	21	93	3	1	1
<i>Maïs</i>	96	91	30	0	0
<i>Pomme de terre</i>	99	76	65	36	16
Maraîchage^b					
<i>Carotte</i>	nd	79	24	62	26
<i>Chou-Fleur</i>	nd	34	96	7	0
<i>Laitue</i>	nd	59	89	70	8
<i>Tomates (frais)</i>	nd	58	85	86	52
<i>Tomates (transformation)</i>	nd	67	60	68	29
Cultures fruitières^c					
<i>Pomme</i>	nd	52	95	85	65
<i>Poire</i>	nd	49	91	85	56
<i>Pêche</i>	nd	59	91	92	12
<i>Abricot</i>	nd	24	79	74	4
<i>Oranges</i>	nd	85	82	48	3
<i>Fraises</i>	nd	35	85	86	68
<i>Olives</i>	nd	38	31	6	5
Vigne^c	nd	65	60	84	19

Sources : Données issues de, a : Caswell et al (2001), en 1991/1993, b : USDA (2005), en 2002, c : USDA (2005), en 2001.

Le tableau 5.3-3. présente les pourcentages des surfaces américaines recevant une fertilisation azotée et/ou différents traitements phytosanitaires, pour différentes cultures. Ces chiffres montrent que près d'un quart des surfaces emblavées aux Etats-Unis n'ont pas reçu de fertilisation azotée en 2001. Seules 1%, et 36% de ces surfaces ont reçu respectivement au moins un traitement fongicide et un traitement herbicide. De même près d'un quart des surfaces en pomme de terre n'ont pas reçu de fertilisation azotée en 2001 et les deux tiers n'ont reçu aucun traitement fongicide.

Il est d'ailleurs à noter que les rendements des principaux concurrents de l'UE pour l'exportation des produits de grandes cultures (Argentine, Australie...) sont similaires aux rendements américains. Les différences en terme de rendements sont moins systématiques pour ce qui concerne les cultures spéciales. En effet, pour certaines d'entre elles les rendements sont équivalents aux Etats-Unis et en France, pour d'autres ils sont nettement supérieurs dans un des deux pays. De manière générale, les rendements des cultures spéciales sont supérieurs dans les pays industrialisés (tableau 5.3-2.).

Tableau 5.3-4. Importance des dépenses de produits phytosanitaires dans le résultat économique des exploitations américaines en 1991 et en 1994 pour diverses cultures

	Maïs (1991)	Orge (1991)	Blé (1991)	Soja (1991)	Coton (1991)	Tomates (1994)
Dépenses de pesticides (USD/ha)	55.5	18.3	14.2	55.6	119	2080.7
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	11.4	15.8	12.9	8.2	7.8	13.3

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998).

Aussi, si les pratiques culturales des américains sont plus extensives pour les grandes cultures traditionnelles de l'UE (céréales hors maïs grain, colza, tournesol), les pratiques culturales américaines peuvent être comparées pour les autres cultures en tenant compte des différences d'avantages comparatifs naturels.

Le tableau 5.3-4. présente les dépenses de pesticides des agriculteurs américains et la part de ces dépenses dans le produit brut d'exploitation, pour différentes cultures en 1991 ou 1994.

Dans une certaine mesure, ces chiffres peuvent être comparés à ceux du tableau 5.3-1. qui donne les mêmes chiffres pour l'année 1990 pour l'agriculture française mais par orientation technico-économique. Ces chiffres montrent que les pesticides ont une productivité moyenne équivalente en France et aux Etats-Unis pour les grandes cultures, bien que les dépenses de pesticides des agriculteurs américains soient inférieures à celles de leurs homologues français.

Bien que les agriculteurs américains aient des dépenses importantes pour la production de tomates, la productivité moyenne de ces dépenses est relativement importante.

Il est également important de rappeler que la main d'œuvre non qualifiée et le carburant sont, de manière générale, moins coûteux aux Etats-Unis qu'en France.

5.3.4.2. Les déterminants et les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée : l'expérience américaine

Historiquement, les Etats-Unis ont misé sur l'adoption des pratiques économes en intrants chimiques par la stimulation de la recherche et du conseil pour résoudre leurs problèmes de pollutions d'origine agricole.

En 1988, l'USDA. initiait des expérimentations dans le cadre du programme LISA (*Low-Input Sustainable Agriculture*) qui changea de nom en 1991 et devint le programme SARE pour *Sustainable Agriculture Research and Education*. En 1993 l'USDA, l'EPA et la FDA ont conjointement annoncé un objectif d'utilisation des techniques de *l'Integrated Pest Management* (lutte intégrée contre les ennemis des cultures) sur 75% des surfaces cultivées des Etats-Unis à l'horizon 2000. Depuis 1997, l'Etat aide financièrement les agriculteurs ayant décidé d'adopter certaines pratiques, mais transitoirement (Bosch et Pease, 2000).

La mise en place de cette politique a permis de dresser un état des lieux quant à l'utilisation des techniques de la protection intégrée aux Etats-Unis et s'est traduite en terme de financement d'études économiques visant à évaluer ses effets.

Tableau 5.3-5a. Taux d'adoption de différentes stratégies de gestion du risque phytosanitaire aux Etats-Unis pour quelques grandes cultures pour l'année 1996, en pourcentage des surfaces cultivées

	Maïs	Soja	Pommes de terre	Blé d'hiver
Dépistage (% des surfaces cultivées)				
<i>des adventices</i>	78	79	94	85
<i>des insectes</i>	66	59	98	74
<i>des maladies</i>	51	53	91	66
<i>analyses de sols (nématodes, maladies...)</i>	2	3	46	2
Sélection des pesticides (% des surfaces cultivées)				
<i>pour protection des auxiliaires</i>	8	5	29	10
<i>pour gérer les résistances (alternance)</i>	31	28	69	13
Techniques culturales (% des surfaces cultivées)				
<i>Ajustement des dates des semis et de la récolte</i>	5	6	7	19
<i>Désherbage mécanique</i>	51	29	86	nd
<i>Rotations culturales</i>	54	63	96	56

Source : Fernandez-Cornejo et Jans et Smith (1999).

Tableau 5.3-5b. Taux d'adoption de différentes stratégies de gestion du risque phytosanitaire aux Etats-Unis pour différentes cultures spéciales pour les années 1993/1995, en pourcentage des surfaces cultivées

	Pommes	Raisin	Pêches	Oranges	Tomates (frais)	Fraises
Critères pour l'utilisation des pesticides (% des surfaces cultivées)						
<i>dépistage (tous déprédateurs)</i>	84	68	71	90	92	98
<i>utilisation de seuils d'intervention</i>	56	41	nd	68	70	74
<i>routines, calendriers préétablis</i>	41	25	nd	16	25	19
<i>analyses de sols (nématodes, maladies...)</i>						
Sélection des pesticides (% des surfaces cultivées)						
<i>pour protection des auxiliaires</i>	80	31	41	61	64	59
<i>pour gérer les résistances (alternance)</i>	75	36	67	61	73	72
Lutte biologique/autres (% des surfaces cultivées)						
<i>Choix des dates des semis et de la récolte</i>	nd	nd	nd	nd	11	15
<i>Utilisations d'auxiliaires biologiques</i>	1	5	1	8	3	35
<i>Utilisation de phéromones</i>	83	17	53	19	35	0
<i>Utilisation de variétés résistantes</i>	10	12	44	13	37	37

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo et Jans et Smith (1999).

Les tableaux 5.3-5a et 5.3-5b présentent les taux d'adoption des différentes techniques de gestion du risque phytosanitaire des agriculteurs américains au milieu des années 90.

Ces tableaux montrent que les techniques de dépistage sont largement répandues aux Etats-Unis. Il est pourtant difficile de déterminer dans quelle mesure les résultats du dépistage sont réellement utilisés. Par exemple, le dépistage des déprédateurs serait utilisé sur 84% des surfaces de pommiers alors que pour 41% de ces surfaces les agriculteurs utiliseraient des routines d'intervention. Néanmoins, le dépistage des infestations permet tout au moins de mesurer les effets des différentes techniques utilisées sur la fréquence et la gravité de ces infestations.

5.3.4.2.1. Les déterminants de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée

Sous l'impulsion de l'USDA, de l'EPA et de la FDA, de nombreuses études ont cherché à mettre en évidence les principaux déterminants de l'utilisation des pratiques économes en pesticides. Deux types d'études ont ainsi été menés.

Les premières s'appuient sur l'approche fondatrice de David (1969) et visent essentiellement à comparer le profil des exploitations qui utilisent ces pratiques et celui des exploitations qui ne les utilisent pas. Les résultats de ces études, qui utilisent des données individuelles, sont résumés dans le tableau 5.3-6.

Le second type d'études regroupe celles qui cherchent à modéliser le processus de diffusion des pratiques économes en pesticides en s'inspirant des travaux fondateurs de Griliches (1957). Elles utilisent les mêmes données que les études du premier groupe, mais permettent de déterminer des prédictions des taux de diffusion des différentes pratiques, moyennant certaines hypothèses sur la dynamique du processus de diffusion. Les résultats de ces études sont présentés dans le tableau 5.3-7.

Ces études montrent que l'éducation de l'exploitant est un facteur essentiel de l'adoption des techniques de la protection phytosanitaire intégrée, confirmant l'importance du capital humain pour la maîtrise de ces techniques.

Curieusement, l'impact de la disponibilité des exploitants est rarement significatif, il est même souvent négatif (Caswell *et al*, 2001). Cependant, la disponibilité des exploitants est souvent imparfaitement mesurée par l'activité des agriculteurs hors exploitation. Seule l'étude de Fuglie et Kascak (2001) montre que le coût d'opportunité du travail de l'exploitant est un déterminant de l'adoption

Tableau 5.3-6. Facteurs d'adoption de l'IPM : études économétriques américaines

Etude	Etats, période	Produits	Technique	Effet sur l'adoption								
				Education	Exploitant disponible	Surface	Age, expérience	Exploitant propriétaire	Qualité du sol, irrigation ...	Recours habituel à du conseil	Autre	
Fernandez-Cornejo et Jans (1996)	(FL) 1993/94	Oranges (frais)	Dépistage, insecticides		n.s.	Positif						Prix du produit : positif
	(CA) 1993/94	Oranges (transf.)	Dépistage, insecticides		Négatif	Positif						
Fernandez-Cornejo (1996)	(CA, FL, GA, MI, NC, MI, NJ, NY, TX) 1992/93	Tomates (frais)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Positif		Aversion au risque : négatif
			Dépistage, fongicides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Positif		
Fernandez-Cornejo (1998)	(CA, MI, NY, OR, PA, WA) 1993/94	Raisin (vin dans 80% des cas, frais 10%, jus 10%)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		
			Dépistage, fongicides	Positif	Négatif	Positif	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		Viticulture : négatif
Wiebers, Metcalfe et Zilbrman (2002)	(CA) 1990	Tomates	Dépistage par l'exploitant	Positif	Négatif	Négatif	n.s.					
			Conseils du vendeur de pest.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.					
Caswell et al (2001)	(NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Maïs, Coton, Pommes de terre, Soja, Blé	Rotations culturales	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Négatif	Positif.	Positif		
			Lutte biologique	Positif	n.s.	Positif	Négatif	n.s.	Positif	Positif		
			Dépistage	Positif	n.s.	Positif	Négatif	Négatif	n.s.	Positif		

de pratiques permettant d'économiser des pesticides. En effet, les résultats de cette étude montrent que les exploitations de grandes cultures possédant un élevage tendent à moins adopter ces pratiques que les autres.

Ceci dit, les résultats de ces études montrent également que ces techniques sont utilisées sur les exploitations les plus grandes. Or ces exploitations sont généralement celles pour laquelle la main d'œuvre disponible est également importante. Un exploitant disposant de beaucoup de main d'œuvre pour accomplir les tâches courantes peut plus facilement se consacrer aux tâches de pilotage des pratiques les plus pointues et à leur apprentissage. Néanmoins cet effet positif de la taille de l'exploitation sur l'utilisation des techniques de la lutte intégrée peut également être expliqué par le fait que ces exploitations sont généralement les plus rentables. Ceci permet à l'exploitant de supporter plus facilement le risque lié à un changement de pratique important. En utilisant le même type d'approche que celles des études présentées ici, Diederer *et al.*, (2003) obtiennent un impact positif de la rentabilité de l'exploitation sur l'utilisation de pratiques innovantes par les agriculteurs néerlandais.

Tableau 5.3-7. Facteurs de diffusion des techniques économes en pesticides pour les Etats-Unis

Etude	Fernandez-Cornejo et Kackmeister (1996)		Fernandez-Cornejo et Castaldo (1998)		Fuglie et Kascak (2001)
Produits	Maraîchage		Cultures fruitières		Maïs, soja, coton, blé et pomme de terre
Etats	CA, FL, IL, MI, MN, NJ, NY, NC, OR, WA, WN		CA, FL, MI, PA, NY, OR, WA, NC		NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA
Période	1992/93		1993/94		1991/93
Effets sur la diffusion des techniques					
Facteurs	Dépistage	Lutte biologique	Dépistage	Lutte biologique	Techniques économes en pesticides
Revenu/ha	n.s.	n.s.	Positif	n.s.	
Surface de l'exploitation	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Revenu de l'exploitation					Positif
Part des pesticides dans le revenu brut	Positif	Négatif	Négatif	n.s.	
Education de l'exploitant	Positif	Positif	n.s.	n.s.	Positif
Age de l'exploitant	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Effort de recherche publique de l'Etat	Positif	n.s.	Positif	Positif	
Exploitation avec élevage					Négatif
Sols de bonnes qualité					Positif
Humidité du climat					Positif

L'âge des exploitants a rarement un effet significatif. Ceci peut provenir de ce qu'un agriculteur âgé est certes expérimenté mais a également peu d'incitations pour investir dans la maîtrise de nouvelles techniques (Huffman, 2001). Aussi, l'âge est une mesure pour deux facteurs jouant en sens contraire pour l'adoption des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures.

Deux facteurs importants et liés jouent toujours un rôle positif sur l'utilisation des techniques alternatives à l'utilisation systématique de pesticides. Il s'agit de l'insertion des agriculteurs dans un réseau de conseil et de l'effort de recherche publique local pour l'innovation dans le domaine de ces techniques. Ces éléments tendent à corroborer l'idée que ces techniques sont intensives en capital humain (de l'exploitant ou de ses conseillers) et doivent être adaptées aux conditions d'exploitation.

Enfin, les différentes études mettent en évidence que plus l'exploitation est favorisée d'un point de vue pédo-climatique, plus elle a tendance à recourir à des pratiques innovantes. Cet effet est difficile à analyser en tant que tel. En un sens, cet effet rejoint celui du revenu de l'exploitation : plus une exploitation est rentable, plus son exploitant est en mesure de supporter les coûts (fixes) de l'adoption et l'utilisation d'une nouvelle pratique. Mais cet effet pourrait traduire le fait que les techniques de la lutte intégrée sont d'autant plus rentables que les conditions pédo-climatiques sont bonnes, ce qui pourrait éventuellement provenir de ce que les agriculteurs les plus favorisés tendent à utiliser des techniques de production plus intensives.

5.3.4.2.2. Les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée

Mesure des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides et effets de sélection et d'auto-sélection

Comparer les effets des techniques de lutte intégrée à partir de données expérimentales ou de simulations est un exercice relativement aisé d'un point de vue statistique. En effet, dans ces approches, les pratiques conventionnelles et alternatives sont utilisées dans les mêmes conditions. Il suffit alors de comparer simplement les résultats que ces deux approches procurent, en terme de marges brutes, de temps de travail, d'utilisation de pesticides...

L'inconvénient de ces approches est que les effets de l'utilisation des pratiques culturales peut différer sensiblement selon que ces pratiques sont utilisées dans des fermes expérimentales et des fermes « réelles », voire dans des fermes « réelles » différentes.

Aussi, il est intéressant de comparer les effets des différentes techniques de la lutte intégrée à partir de données d'enquête recueillies auprès d'exploitations utilisatrices et non-utilisatrices de ces techniques. Néanmoins, si cette approche a l'avantage d'utiliser des données en conditions réelles, elle est plus délicate d'un point de vue statistique, en raison de ce que les économètres nomment les effets de sélection et d'auto-sélection. Ce point est développé en détail ici. Il permet d'une part d'illustrer l'importance des résultats présentés ci-dessus, et d'autre part de mettre en évidence les principaux écueils à éviter avec l'utilisation de données issues d'enquêtes.

La prise en compte des effets de sélection et d'auto-sélection présentés ici est un problème typique de la mesure de l'effet moyen d'une décision économique. Heckman (1997) et Wooldridge (2002) présentent ces effets de manière très synthétique, dans le contexte de ce que les économètres nomment la mesure des effets de traitement.

Selon l'analyse de la diffusion des innovations de Griliches (1957) une innovation commence à être adoptée par les agriculteurs qui en bénéficient le plus. Aussi, il convient d'être prudent pour la mesure des effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée sur les comportements et les résultats économiques des agriculteurs américains.

En effet, les agriculteurs qui ont déjà adopté ces techniques sont ceux qui en bénéficient *a priori* le plus. Aussi, en moyenne, ces techniques génèrent des résultats économiques plus importants pour la population des agriculteurs qui les utilise déjà que pour celle qui ne les utilise pas encore. Comparer directement les résultats moyens des utilisateurs avec ceux des non utilisateurs tend à surestimer l'impact économique moyen de l'utilisation de ces techniques. Ceux qui n'utilisent pas encore ces techniques n'en bénéficieront vraisemblablement pas autant que ceux qui l'ont déjà fait. Cet effet est qualifié d'effet d'auto-sélection des agriculteurs pour l'utilisation des pratiques en question (Fernandez-Cornejo, 1996).

Les résultats de la sous-section précédente montrent par ailleurs que :

- d'une part les agriculteurs qui utilisent ces techniques sont mieux formés, cherchent plus de conseils et bénéficient d'efforts de recherche publique plus importants que les autres

et :

- d'autre part les exploitations où ces techniques sont utilisées sont plus grandes, plus rentables et bénéficient de meilleures conditions climatiques que les autres.

Aussi, *ceteris paribus*, les exploitations où les techniques de lutte intégrée sont déjà utilisées sont celles où les résultats des pratiques conventionnelles sont aussi les meilleurs. Cet effet est un effet de sélection (Fernandez-Cornejo, 1996).

L'existence potentielle des effets de sélection et d'auto-sélection entraîne que comparer les pratiques et les résultats moyens des agriculteurs qui utilisent ou n'utilisent pas les techniques de la lutte intégrée est un exercice périlleux. En effet, les agriculteurs qui utilisent déjà ces techniques sont *a priori* ceux qui en bénéficient le plus, ce qui implique que ceux qui ne les utilisent pas encore devraient moins en bénéficier (auto-sélection). Ensuite, les agriculteurs et les exploitations où ces techniques sont déjà utilisées ont des caractéristiques différentes des agriculteurs et des exploitations où elles ne sont pas utilisées (sélection).

Les effets de sélection et d'auto-sélection peuvent être présentés de manière simple à partir d'un raisonnement contre-factuel (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002). Supposons que nous disposions d'un échantillon représentatif d'agriculteurs utilisateurs et non-utilisateurs de ces techniques et, pour simplifier, que les observations de cet échantillon sont indépendantes et identiquement distribuées. Nous noterons $a_i = 1$ si l'agriculteur i est un utilisateur et $a_i = 0$ sinon. Le revenu de l'agriculteur i est noté r_{1i} s'il utilise la lutte intégrée et r_{0i} s'il ne l'utilise pas.

L'objectif de l'étude est soit de mesurer l'effet moyen de l'utilisation de cette technique en terme de revenu, *i.e.* de mesurer :

$$(22a) \quad E[r_{1i} - r_{0i}] = E[r_{1i}] - E[r_{0i}],$$

soit de mesurer l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent :

$$(22b) \quad E[r_{1i} - r_{0i}/a_i = 1] = E[r_{1i}/a_i = 1] - E[r_{0i}/a_i = 1].$$

Afin d'illustrer la différence entre ces deux notions, chacun des termes r_{ki} ($k = 1,0$) est décomposé en deux termes :

$$(23a) \quad r_{ki} = m_k + e_{ki}, \quad k = 1,0$$

où m_1 , resp. m_0 , est le revenu moyen des agriculteurs utilisant la technique, resp. n'utilisant pas la technique et où e_{1i} , resp. e_{0i} , est la partie spécifique du revenu de l'agriculteur i lorsqu'il utilise la technique. Bien entendu, par construction on a : $E[r_{ki}] = 0$, $k = 1,0$.

La différence entre l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour l'ensemble de la population et l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent peut être analysé à partir de l'équation suivante :

$$(24) \quad E[r_{1i} - r_{0i}/a_i = 1] = E[r_{1i} - r_{0i}] + E[e_{1i} - e_{0i}/a_i = 1].$$

Cette équation indique que l'effet moyen de l'utilisation de la technique pour l'ensemble de la population et l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent diffèrent par le terme $E[e_{1i} - e_{0i}/a_i = 1]$. Ce terme mesure l'effet d'auto-sélection. Il est en principe positif puisque les agriculteurs qui ont déjà adopté la technique en question sont ceux qui en bénéficient le plus :

$$E[e_{1i} - e_{0i}/a_i = 1] \geq E[e_{1i} - e_{0i}] = 0 \geq E[e_{1i} - e_{0i}/a_i = 0].$$

Le problème essentiel pour la mesure des effets (22) est que si l'agriculteur i utilise la technique en question alors seul r_{1i} est observé, ne l'est pas, et vice et versa. Aussi, il est *a priori* impossible d'estimer les termes :

$$E[r_{1i}/a_i = 0], E[r_{0i}/a_i = 1], E[r_{1i}] \text{ et } E[r_{0i}].$$

Lorsque les résultats moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs sont comparés, la différence suivante est calculée :

$$(24) \quad E[r_{i_i}/a_i = 1] - E[r_{0_i}/a_i = 0].$$

Cette différence ne correspond *a priori* à aucune des définitions (22). En effet, par construction on a :

$$(25a) \quad E[r_{i_i}/a_i = 1] - E[r_{0_i}/a_i = 0] = E[r_{i_i} - r_{0_i}/a_i = 1] + E[e_{0_i}/a_i = 1] - E[e_{0_i}/a_i = 0].$$

Aussi, l'écart entre le revenu moyen des utilisateurs et le revenu moyen des non-utilisateurs n'est pas égal au gain de revenu moyen des utilisateurs de la technique. Ces deux mesures du gain lié à l'utilisation de la technique considérée diffèrent par le terme : $E[e_{0_i}/a_i = 1] - E[e_{0_i}/a_i = 0]$. Ce terme mesure l'effet de sélection. Cet effet de sélection est vraisemblablement positif dans le cas de l'utilisation de la lutte intégrée puisque les utilisateurs de cette technique sont bien formés, bien conseillés et ont des exploitations bénéficiant de bonnes conditions. Aussi, la différence des revenus moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs surestime vraisemblablement l'effet de l'utilisation de la lutte intégrée pour ceux qui l'utilisent déjà, en raison de l'effet de sélection. En outre on a :

$$(25b) \quad E[r_{i_i}/a_i = 1] - E[r_{0_i}/a_i = 0] = E[r_{i_i} - r_{0_i}] + E[e_{1_i} - e_{0_i}/a_i = 1] + E[e_{0_i}/a_i = 1] - E[e_{0_i}/a_i = 0].$$

Aussi, la différence des revenus moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs surestime vraisemblablement l'effet moyen de l'utilisation de la lutte intégrée, en raison de l'effet de sélection et de l'effet d'auto-sélection.

Les effets de sélection et d'auto-sélection n'affectent pas que la mesure des effets sur le revenu de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée. Ils affectent également la mesure des effets de ces techniques sur les rendements obtenus ou l'utilisation de pesticides. Cependant, dans ce cas, le signe de ces effets est plus difficile à anticiper. En effet, en principe les agriculteurs raisonnent plus sur les effets revenu que sur leurs seuls rendements ou utilisations de pesticides. De même, un agriculteur bien formé peut utiliser plus ou moins de pesticides qu'un agriculteur moins bien formé, cette utilisation dépendant des pratiques de fertilisation... Ceci apparaît clairement dans les résultats présentés dans le paragraphe suivant.

Les économètres utilisent différentes méthodes de correction des effets de sélection et d'auto-sélection (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002). Ces méthodes sont utilisées dans les études les plus récentes des effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée à partir de données d'enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs américains (voir 5.3.5.2.2.). Ces études visent à mesurer les effets moyens de l'utilisation des techniques de la protection intégrée des cultures.

Mesure empirique des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides

Les premières études américaines concernant les effets des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures sont essentiellement normatives. Elles visent à comparer les effets des pratiques conventionnelles et de pratiques innovantes à partir de résultats expérimentaux. Par exemple, Reichelderfer et Bender (1979), Zavaleta et Ruesink (1980), Lichtenberg (1987), Harper et Zilberman (1989) et Harper (1991) ont étudié, d'un point de vue théorique et/ou empirique, les méthodes de lutte biologique. D'autres études visent à calculer la valeur économique de l'information apportée par des experts en protection des cultures (Carlson, 1970 ; Webster, 1977 ; Menz et Webster, 1981 ; Swinton et King, 1994 ; Pannell, 1994) ou des logiciels de prévision (Stefanou, Mangel et Willen, 1986 ; Moffitt et al., 1986 ; Gillmeister et al., 1990).

Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998) ont synthétisé les résultats des études américaines publiées avant 1997 qui ont analysé les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée dans un tableau qui est reproduit ici (tableau 5.3-8.). Ces résultats sont issus :

- de comparaisons de résultats expérimentaux,
- de comparaisons de résultats de simulation,

- de comparaisons directes des comportements et résultats économiques d'agriculteurs utilisant et n'utilisant pas les techniques en question
- et :
- de comparaisons des comportements et résultats économiques d'agriculteurs utilisant et n'utilisant pas les techniques en question avec une correction des effets d'auto-sélection et de sélection. Les résultats des études les plus récentes utilisant cette approche sont synthétisés dans le tableau 5.3-9.

Ces études tendent à montrer que lorsqu'elles sont utilisées par les agriculteurs, les techniques de la lutte intégrée tendent à augmenter leur revenu, au tout au moins à ne pas le diminuer (tableau 3.9.). Cependant, ce revenu est essentiellement mesuré en terme de marges brutes. Ces marges brutes incluent le coût des services de dépistage achetés, mais pas les coûts d'opportunité du travail de l'exploitant, voire le coût d'acquisition de certains facteurs fixes (formation...). Seule l'utilisation des techniques de dépistage n'améliorent pas toujours le revenu des agriculteurs. Cette remarque rejoint celle émise à propos de l'examen du taux d'adoption des pratiques : certains agriculteurs déclarent utiliser le dépistage mais ont néanmoins recours à des calendriers de traitement préétablis. De même, l'ensemble des études recensées par Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998) montrent qu'en général les techniques de la lutte intégrée améliorent la marge brute. Cependant, une certaine prudence s'impose quant à l'analyse de ces résultats. En effet, il est possible que ces résultats soient affectés de biais de sélection, lors du choix des sujets d'étude ou de leur publication.

Tableau 5.3-8. Effets de l'adoption de l'IPM : bilans des études économétriques, expérimentales, analytiques et descriptives pour les Etats-Unis

			Effets de l'adoption			
			Effet sur la demande de pesticides		Effet le plus courant sur le rendement	Effet le plus courant sur le revenu
Produit	Technique	Nombre d'études	Effet le plus courant	Valeur de l'effet (%)		
Coton	Dépistage	10	Augmentation	De -64 à +92%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	9	Diminution	De -98 à +34%	Augmentation	Augmentation
Soja	Dépistage	5	Diminution	De -21 à +83%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	2	Diminution	De -99 à -85 %		Augmentation
Maïs	Dépistage	1	Augmentation	De +15 à +47%	Augmentation	
	Dépistage et autres tech.	2	Diminution	De -50 à +67%	Augmentation	Augmentation
Fruits	Dépistage	6	Diminution	De -43 à +24%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	4	Diminution	De -41 à -12 %	n.s.	n.s.
Maraîchage	Dépistage et autres tech.	7	Diminution	De -67 à +13%	n.s.	Augmentation

Source : Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998)

Les effets estimés de l'utilisation des techniques de lutte intégrée sur l'utilisation de pesticides sont très contrastés. En effet, ces effets dépendent des cultures et des techniques elles-mêmes. Pourtant, certaines tendances se dégagent.

Le dépistage semble avoir des effets différents selon les cultures. En effet, le dépistage tend à avoir un effet négatif ou non significatif sur les utilisations de pesticides pour les cultures spéciales, mais tend à avoir un effet non significatif ou positif pour les grandes cultures (maïs et coton). Ce constat s'explique potentiellement à partir des pratiques culturales des agriculteurs américains. En effet, les pratiques conventionnelles des producteurs américains de grandes cultures sont relativement extensives. Aussi, sans dépistage ils utilisent peu de pesticides, puisque l'utilisation de ces produits est

peu rentable en moyenne. Le dépistage leur permet alors d'utiliser ces produits de manière efficace, *i.e.* seulement en cas de réel besoin. En outre, un producteur maîtrisant bien la protection phytosanitaire de ses cultures peut également accroître ses rendements objectifs en intensifiant ses pratiques culturales. Ces explications tendent à être confirmées par le fait que l'utilisation du dépistage tend à accroître les rendements obtenus en grandes cultures, ou tout au moins à ne jamais les diminuer.

Tableau 5.3-9. Effets de l'adoption des techniques économes en pesticides : études économétriques américaines

Etude	Etats, période	Produits	Technique	Effet de l'adoption sur		
				Utilisation de pesticides	Rendement	Revenu
Fernandez-Cornejo et Jans (1996)	(FL) 1993/94	Oranges (frais)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.
	(CA) 1993/94	Oranges (Transformation)	Dépistage, insecticides	n.s.	Négatif	Négatif
Wiebers, Metcalfe et Zilberman (2002)	(CA) 1990	Tomates	Dépistage de l'exploitant	Négatif		
Fernandez-Cornejo (1996)	(CA, FL, GA, MI, NC, MI, NJ, NY, TX) 1992/93	Tomates (frais)	Dépistage, insecticides	Négatif	Positif	Positif
			Dépistage, fongicides	Négatif	n.s.	Positif
Fernandez-Cornejo (1998)	(CA, MI, NY, OR, PA, WA) 1993/94	Raisin (vin dans 80% des cas, frais 10%, jus 10%)	Dépistage, insecticides	Négatif	n.s.	n.s.
			Dépistage, fongicides	Négatif	Positif	Positif
Caswell et al (2001)	(NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Coton (Insecticides)	Rotations culturales Lutte biologique Dépistage	n.s.	n.s.	
		Mais (Insecticides)	Rotations culturales Lutte biologique Dépistage	Positif	n.s.	
Yee et Ferguson (1996)	(NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Coton (Insecticides)	Dépistage	Positif		

La situation est différente dans le cas des cultures spéciales. En effet, dans le cas des cultures spéciales, les pratiques culturales des agriculteurs américains et européens sont comparables. Elles sont relativement intensives. Le dépistage permettrait donc d'éviter certains traitements aux producteurs américains de cultures spéciales.

En revanche, les techniques autres que le dépistage tendent pratiquement toutes (éventuellement en combinaison avec le dépistage) à diminuer les utilisations de pesticides, tout en accroissant ou en laissant constants les rendements obtenus. Ces résultats sont de fait peu surprenants dans la mesure où ces techniques visent toutes :

- soit à favoriser l'utilisation de substituts directs aux pesticides (résistances, auxiliaires biologiques...),
- soit à diminuer les risques phytosanitaires.

D'après les études recensées par Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998), l'effet sur le rendement des techniques de la lutte intégrée sont plus importants sur les grandes cultures que sur les cultures spéciales. Ceci tend à confirmer le fait que les pratiques culturales sont relativement plus intensives en cultures spéciales qu'en grandes cultures.

Une certaine prudence s'impose cependant quant à l'interprétation présentée ci-dessus. D'une part, les données utilisées par ces études ne concernent qu'une période limitée. Les infestations des cultures étant variables dans le temps, ces résultats peuvent être spécifiques aux années durant lesquelles ces données ont été recueillies.

D'autre part, l'effort des Etats-Unis pour l'utilisation de ces pratiques s'est beaucoup intensifié durant la période dans laquelle les données ont été recueillies. Aussi, l'adoption de certaines pratiques est certainement récente pour bon nombre d'agriculteurs. Leur maîtrise de ces techniques n'est peut-être pas encore suffisante pour exploiter au mieux leurs possibilités. Selon cette logique, les effets bénéfiques de l'utilisation de ces pratiques seraient sous-estimés. Ceci peut par exemple expliquer les résultats de Fernandez-Cornejo et Jans (1996), selon lesquels l'adoption du dépistage des insectes nuisibles des oranges tend à diminuer le revenu des producteurs californiens.

Les résultats concernant l'effet de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures sur le risque de production et de revenu sont très variables et parfois issus d'approches discutables (Bosch et Pease, 2000). Pourtant, en analysant les études publiées sur le sujet Bosch et Pease (2000) concluent que l'utilisation des techniques qui visent à réduire *ex ante* la pression des déprédateurs sur les cultures ont généralement un effet contre-aléatoire sur les rendements obtenus.

5.3.4.3. La production intégrée en Europe

5.3.4.3.1. Utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE

Contrairement aux Etats-Unis, l'UE ou la France n'ont pas mis en œuvre des études ou des enquêtes visant à dresser un état des lieux quant à l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures ou plus généralement quant à l'utilisation des techniques de la production agricole intégrée.

En 1986, l'Union Européenne lançait un programme *Competitiveness of Agriculture and Management of Agricultural Resources* (CAMAR) qui portait sur un réseau d'essais menés dans dix pays d'Europe ; ce programme fut relayé par le programme *Agro-industrial research* (AIR). Cependant, ces programmes ne semblent guère avoir essaimé si l'on en juge par les bilans récents effectués à la demande de la Commission Européenne (Agra CEAS Consulting, 2002). Cette pratique serait utilisée sur moins de 3% de la surface agricole utile européenne. Le tableau 3.10. présente le taux d'utilisation de cette pratique dans l'UE entre 1995 et 1998.

La part des surfaces répertoriées en production intégrée est donc en général faible, sauf pour quelques Etats-membres, notamment pour l'Autriche et le Danemark, et à degré moindre pour la Grande-Bretagne ou la Suède.

Il convient cependant d'être prudent dans l'analyse de ces chiffres. En effet, le terme de production intégrée ne répondant pas à une norme commune dans l'UE, elle regroupe des systèmes qui, dans les faits, peuvent ne pas être équivalents. De même, ne sont répertoriées en tant qu'utilisatrices de ces techniques de la production intégrée que les exploitations qui entrent dans le cadre d'un dispositif officiel (tel que celui des MAE co-financées par l'UE) ou dans le cadre de productions labellisées en tant que telles. Ces chiffres peuvent donc sous-estimer l'utilisation réelle de ces pratiques.

Il est à noter que les Etats-membres dont la part des surfaces en production intégrée est élevée sont également ceux dont la part des surfaces en agriculture biologique est la plus importante. Seules la Finlande et l'Italie ont d'importantes surfaces en agriculture biologique sans avoir d'importantes surfaces en production intégrée (tableau 5.3-10.).

En Europe, les principes de la protection phytosanitaire intégrée ne sont véritablement appliqués qu'à quelques cultures de haute rentabilité : arboriculture fruitière, cultures protégées sous serre et viticulture. Mais, dans la majorité des autres cas, on en est encore au stade d'une lutte chimique raisonnée (Van Lenteren *et al.*, 1992).

Tableau 5.3-10. Surfaces agricoles en production intégrée dans l'UE, 1995/1998 et surfaces en production biologique, 2000

	Surfaces en production intégrée (1000 ha)	Surfaces en production biologique (1000 ha)	Surface agricole utile totale (SAUT) (1000 ha)	% de la SAUT en production intégrée	% de la SAUT en production biologique
Allemagne	225	546	17 327	1.3	3.0
Autriche	608	272	3 423	17.8	7.9
Belgique	7	21	1 382	0.5	1.5
Danemark	637	158	2 764	23.0	5.7
Espagne	39	381	29 377	0.1	1.3
Finlande	14	147	2 150	0.7	6.8
France	133	370	30 169	0.4	1.2
Grande-Bretagne	1 554	579	15 858	9.8	3.7
Grèce	0	27	3 465	0.0	0.8
Irlande	19	27	4 434	0.4	0.6
Italie	159	1 040	15 256	1.0	6.8
Luxembourg	nd	1	127	Nd	0.8
Pays-Bas	30	32	1 848	1.6	1.7
Portugal	58	48	3 942	1.5	1.2
Suède	157	174	3 109	5.1	5.6
EU-15	3 641	3 823	134 631	2.7	2.8

Sources : Données issues de Agra CEAS Consulting (2002) et IPTS (2004)

Contrairement aux études américaines, les études européennes concernant les pratiques économes en intrants s'appuient donc essentiellement sur des résultats expérimentaux (Agra CEAS Consulting, 2002). Il est en effet difficile d'utiliser des résultats d'enquête auprès des agriculteurs pour mesurer les effets et identifier les déterminants de l'utilisation de pratiques peu utilisées. En outre les pratiques étudiées en Europe sont celles de la production agricole intégrée et non celles de la protection intégrée.

5.3.4.3.2. Effets de l'utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE : études expérimentales en grandes cultures

De manière générale, les pratiques conventionnelles des producteurs européens de grandes cultures sont relativement intensives (avec des rendements objectifs plus élevés). Ceci peut expliquer en partie pourquoi les études européennes concernent surtout les techniques de la production agricole intégrée et non les seules techniques de la protection intégrée des cultures. En effet, il est difficile de réduire l'utilisation des pesticides sur grandes cultures lorsque les pratiques culturales utilisées conduisent à une forte pression des déprédateurs.

Les résultats des expérimentations réalisées en grandes cultures dans le cadre des programmes AIR et CAMAR mettent en évidence que, par rapport au système conventionnel, le système de production intégrée conduit à des rendements plus faibles, mais que l'économie d'intrants qu'il permet de réaliser, compense la perte liée à la diminution des rendements (Viaux *et al.*, 1994).

Ces résultats sont confirmés par des analyses plus récentes. Les résultats d'expérimentations d'itinéraires techniques intégrés en blé tendre sont particulièrement probants pour la France. En combinant le choix de variétés résistantes aux maladies, une réduction de la densité de semis (-40%), de la dose d'azote (-20%), des traitements fongicides (-70%) et une suppression des régulateurs de croissance, on obtient, avec des rendements réduits de 10 à 15%, des marges brutes au moins équivalentes à celles des itinéraires techniques conventionnels, sans que leur variabilité soit accrue

(Loyce *et al.* 2001). En outre, plus le prix de vente du blé est faible et plus l'intérêt économique de ce type d'itinéraire s'avère grand (Rolland *et al.* 2003). Nolot et Debaeke (2003) obtiennent des résultats similaires pour une étude sur grandes cultures dans la région toulousaine.

Tableau 5.3-11. Effets économiques des techniques de la production intégrée (variation par rapport à l'agriculture conventionnelle) en grandes cultures, résultats d'expérimentations européennes

Site ou projet d'expérimentation (Pays)	Coûts des engrais, pesticides et semences	Rendements	Marges brutes	Remarques
Boigneville (France)	Diminution (légère)	Diminution	Comparables	Rendements id. pour le colza
Lautenbach (Allemagne)	Diminution	Comparables	Comparables	Risque accru sur le revenu
CAMAR (Italie)			Augmentation	Risque accru sur le revenu
FOFP (Grande Bretagne)	Diminution	Diminution	Diminution (légère)	Risque accru sur le revenu
LIFE Céréales meunières (Grande Bretagne)	Diminution	Augmentation	Augmentation (légère)	
LIFE Autres céréales (Grande Bretagne)	Diminution	Augmentation	Diminution (légère)	
Nagele (Pays-Bas)	Diminution	Diminution	Augmentation (légère)	
SCARAB (Grande Bretagne)		Diminution	Diminution	
TALSIMAN (Grande Bretagne)		Diminution (légère)	Augmentation (légère)	
LINK-IFS (Grande Bretagne)	Diminution	Diminution	Diminution ^a (légère)	

Source : Agra CEAS Consulting (2002)

a. Coûts du travail supplémentaire inclus

Les études recensées par Agra CEAS Consulting (2002) à la demande de la Commission Européenne aboutissent à des conclusions analogues. Les résultats de ces études (menées dans les années 1990) sont résumés dans le tableau 5.3-11. Ils concernent des pratiques de production combinant à divers degrés : variétés résistantes, réduction des rendements objectifs, fertilisation raisonnée, protection intégrée et rotations culturales (légumineuses, couverture du sol en hiver...). Dans la plupart des cas, les rendements obtenus en production intégrée sont (légèrement) inférieurs à ceux obtenus en production conventionnelle. Cet effet est compensé par la baisse des coûts de production en pesticides, engrais et semences ce qui conduit à des marges brutes comparables.

Ces études rapportent parfois une augmentation du temps de travail et un accroissement de la variabilité des rendements. Mais généralement, ces études mentionnent que les pratiques de la production intégrée sont d'autant plus rentables que le prix du produit est bas. En outre, il convient de noter que pour les études les plus récentes, les choix de pratiques ne sont pas encore nécessairement « optimisés » d'un point de vue économique.

5.3.4.3.3. Effets de l'utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE : quelques études sur des pratiques utilisées en conditions réelles

Le rapport de Agra CEAS Consulting (2002) présente également quelques pratiques utilisées en conditions réelles (tableau 5.3-12.). Les résultats qualitatifs de ces études sont proches de ceux présentés dans le cas des grandes cultures.

Deux études espagnoles sur la production intégrée de citrons d'un part et de pommes et poires d'autre part sont particulièrement intéressantes. Elles montrent que dans ce cas la production intégrée ne modifie ni les rendements ni la qualité des produits. Mais si la production intégrée permet de réduire substantiellement le coût des intrants chimiques, cette diminution de coûts est plus que compensée par l'accroissement des coûts liés au travail et des dépenses en matière d'analyses (des sols, des feuilles...).

Tableau 5.3-12. Effets économiques des techniques de la production intégrée (variation par rapport à l'agriculture conventionnelle), expériences en conditions réelles

Site ou non du programme (Pays, produit)	Coûts des engrais et pesticides	Coûts des engrais, des pesticides, du travail et des analyses (sols, feuilles...)	Rendements	Marges brutes
Champagne (France, raisin)	Diminution	n.d.	Comparables	Comparables
AKIL (Allemagne, grandes cultures)	Diminution	n.d.	Comparables	Comparables (risque accru)
Citrus Production (Espagne, citrons)	Diminution	Augmentation (légère)	Comparables (en quant. et qual.)	<i>Diminution (légère)</i>
Pomme fruit production (Espagne, pommes et poires)	Diminution	Augmentation (légère)	Comparables (en quant. et qual.)	<i>Diminution (légère)</i>

Source : Données issues de Agra CEAS Consulting (2002)

A la demande de la Commission Européenne, Eyre Associates (1997) a comparé les résultats économiques de différentes pratiques utilisées par des agriculteurs : production conventionnelle, production intégrée et production biologique. Les principaux résultats de cette étude sont résumés dans le Tableau 5.3-13. Ils concernent quatre cas d'étude : le blé dans Schleswig-Holstein (Allemagne), la pomme de terre dans le Flevoland (Pays-Bas), la pomme dans le Trentino (Italie) et la viticulture dans le Bordelais (France). Les résultats économiques sont calculés avec les prix en cours en 1995.

Ces chiffres montrent que les systèmes de production intégrée permettent de réduire significativement l'utilisation des pesticides tout en permettant de maintenir des marges brutes comparables à celles obtenues avec des systèmes de production conventionnelle. Généralement, la diminution de rendement constatée est compensée par la baisse des coûts variables.

Les systèmes de production intégrée du blé considérés ici sont moins rentables que les systèmes conventionnels. Ils sont définis de manière contraignante vis-à-vis de l'utilisation pesticides et des engrais. Ils sont utilisés en Allemagne grâce à l'octroi de compensations financières.

Dans le cas de la vigne, les rendements sont identiques entre les deux systèmes, mais l'économie sur les coûts de protection phytosanitaire (et du matériel associé) obtenu en production intégrée est compensée par un accroissement des coûts de la main d'œuvre salariée.

La production biologique, bien que conduisant à des rendements très inférieurs à ceux obtenus en production conventionnelle, est rentable grâce au prix de vente les agriculteurs biologiques perçoivent pour leurs produits. Les agriculteurs pratiquant l'agriculture biologique vendent leurs produits entre deux et trois fois plus chers que leurs homologues pratiquant la production intégrée ou conventionnelle.⁷³ Calculées sans ces primes, les marges obtenues en production biologique sont de l'ordre de la moitié de celles obtenues en production conventionnelles.

La vigne fait figure d'exception ici puisque le vin biologique n'est vendu en moyenne que 7% plus cher que le vin conventionnel.

⁷³ Ce qui est certainement permis par un raccourcissement des circuits de commercialisation de ces produits.

Le rapport de Eyre et Associates (1997) souligne le rôle du conseil et de la formation des agriculteurs pour l'utilisation des pratiques de la production intégrée ou biologique. De même il met en avant deux freins à l'adoption de ces pratiques : le temps de travail supplémentaire qu'elles requièrent et le risque de production qu'elles induisent.

Tableau 5.3-13. Performances comparées des systèmes de production conventionnelle, intégrée et biologique pour quatre cultures en 1995.

	Blé (Schleswig- Holstein, Allemagne)	Pomme de terre (Flevoland, Pays-Bas)	Pomme (Trentino, Italie)	Viticulture (Bordeau, France)
Part de la surface totale de la région consacrée à la culture :				
<i>en production conventionnelle (%)</i>	96	82	6	94
<i>en production intégrée (%)</i>	2	15	83	5
<i>en production biologique (%)</i>	2	3	1	1
Rendements (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	90	100	112	100
<i>biologique</i>	48	59	70	73
Dépenses de pesticides (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>en production intégrée</i>	72	63	60	50
Prix de vente moyen du produit (sortie ferme, base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	100	100	113	100
<i>biologique</i>	298	204	200	107
Marge brute moyenne (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	93	124	140	100
<i>biologique</i>	133	110	190	56
<i>biologique, au prix moyen du produit conventionnel</i>	70	40	40	31

Source : Données issues de Eyre Associates (1997)

5.3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques

L'objectif de la section précédente était d'analyser les résultats des études empiriques concernant les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides. Ces études sont essentiellement descriptives dans le sens où elles cherchent à mettre en évidence des liens statistiques plus qu'à analyser le comportement des agriculteurs, *i.e.* à retrouver les calculs qui conduisent ces derniers à modifier leurs pratiques.

L'objectif de cette section est d'analyser plus en détail les déterminants de l'adoption des pratiques économes en pesticides. La distinction entre les termes « adoption » et « utilisation » est importante ici. L'adoption est définie ici comme la transition de l'utilisation d'une technologie à l'utilisation d'une autre technologie (de production ici). Le terme « diffusion » est ici réservé à l'analyse agrégée de l'adoption au sein d'une population, le terme adoption étant réservé au niveau individuel.

L'étude des facteurs de l'adoption d'une nouvelle technologie de production n'est intéressante que s'il est avéré que l'utilisation de cette technologie apporte(ra)it un plus aux producteurs. Si ça n'était pas le cas, le producteur n'aurait aucun intérêt à utiliser la technologie qui lui est proposée, ce qui règle d'emblée le problème de son adoption.

L'idée selon laquelle les techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées seraient dorénavant et déjà rentables pour les agriculteurs alors que certains éléments empêchent leur adoption par les agriculteurs européens est défendue par Cowan et Gunbel (1996) ou Wilson et Tisdell, (2001). Cette idée est à l'origine de celle d'un verrouillage de l'évolution technologique de l'agriculture européenne par l'utilisation de pesticides.

Les sections précédentes montrent que cette analyse doit être considérée avec prudence. D'une part, les éléments à notre disposition montrent que la rentabilité des techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées est loin d'être systématique, tout au moins à l'heure actuelle. D'autre part, s'il est certain que l'utilisation de ces techniques s'avère difficile pour différentes raisons (complexité, coût de l'investissement, risque, incertitude, disponibilité du conseil...), il est également possible d'éliminer ces « verrous » en prenant des mesures appropriées (voir les sections 5.3.5. et 5.3.6.).

La section précédente tend à montrer que pour que les agriculteurs européens utilisent des pratiques plus économes en pesticides, il est d'abord nécessaire :

- de stimuler la demande de ces techniques par les agriculteurs en mettant en place des mesures d'incitation économique pour leur utilisation

et :

- d'aider les agriculteurs pour l'utilisation de ces techniques en développant un environnement technologique et technique adéquat.

Nous reviendrons ici brièvement sur ces conditions qui sont nécessaires à l'utilisation des techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées.

Les conditions présentées ci-dessus sont suffisantes pour l'utilisation (maîtrisée) des pratiques considérées mais elles ne sont pas suffisantes pour leur adoption. Les caractéristiques de ces pratiques sont telles que leur adoption est relativement difficile pour les agriculteurs.

L'objectif de cette section est d'analyser les difficultés de la transition des pratiques de protection phytosanitaires conventionnelles vers des pratiques plus économes en pesticides. Cette analyse permettra ensuite de définir le rôle des pouvoirs publics pour lever les difficultés de cette transition. Ceci permettra de montrer qu'une intervention de l'Etat peut être justifiée dans ce contexte.

5.3.5.1. Approches économiques de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies

L'adoption et la diffusion des nouvelles technologies tiennent une place importante dans la littérature économique en général (Geroski, 2000) et dans les domaines particuliers de l'économie agricole (Sunding et Zilberman, 2001) et de l'économie de l'environnement (Jaffee, Newell et Stavins, 2002 et 2003).

Dans tous les cas, l'adoption d'une nouvelle technologie est considérée comme un investissement de long terme. Comme tout investissement, l'adoption d'une nouvelle technologie repose d'abord sur une comparaison des coûts et des bénéfices que cet investissement engendre. Griliches (1957) a été le premier à mettre en évidence empiriquement l'importance des déterminants économiques de l'adoption de nouvelles techniques en étudiant le processus de diffusion du maïs hybride en Iowa. Il a ainsi montré que les agriculteurs qui ont adopté les premiers cette technique sont aussi ceux qui en bénéficiaient le plus.

Cependant ce résultat rappelle surtout que le premier déterminant de l'adoption d'une technique est le bénéfice qu'en retire celui qui l'utilise.

5.3.5.1.1. Les théories économiques classiques de l'adoption et la diffusion de nouvelles technologies

La forme typique de l'évolution des taux d'utilisation d'une nouvelle technologie est celle d'une sigmoïde ou courbe en « S ». Selon la forme de ces courbes, le taux d'utilisation augmente faiblement à partir du moment où la nouvelle technique est disponible, puis ce taux d'utilisation s'accélère et finit par ralentir à partir du moment où la grande majorité des producteurs utilisent cette nouvelle technologie.

Pour ce qui concerne les technologies agricoles et les technologies respectueuses de l'environnement, la principale question que se sont posée les économistes est en rapport avec la relative « lenteur » du processus d'adoption ou de diffusion des nouvelles technologies (Sunding et Zilberman, 2001 ; Jaffee, Newell et Stavins, 2002).

Afin de répondre à cette question, la théorie économique de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies met en avant deux caractéristiques de cet investissement. Tout d'abord, cet investissement concerne des intrants particuliers : des connaissances spécifiques et de l'information. Ces connaissances et cette information peuvent être diffusées aux producteurs de manière formelle plus ou moins centralisée (*via* des organismes de recherche et de conseil, *via* des GDA...) et/ou par des échanges informels entre producteurs. Ensuite, les résultats attendus de cet investissement sont hétérogènes, notamment dans le cas des technologies de production agricole. En effet, les effets des techniques de production agricole dépendent des conditions dans lesquelles ces techniques sont utilisées et par qui elles sont utilisées.

Aussi, la relative lenteur de l'adoption et, par conséquent, de la diffusion des nouvelles technologies a essentiellement été abordée sous deux angles : celui de la diffusion de l'information et des connaissances nécessaires à l'utilisation des nouvelles technologies et celui de l'hétérogénéité des bénéfices attendus de ces nouvelles technologies.

L'approche basée sur la question de l'information part du principe que la maîtrise d'une nouvelle technologie nécessite une utilisation d'information et de connaissances spécifiques. Or ces éléments se diffusent généralement lentement et leur utilisation est d'autant plus efficace que les agriculteurs disposent d'un niveau de capital humain initial important. Aussi, la vitesse de la diffusion d'une technologie est naturellement limitée par la vitesse de diffusion de l'information et des connaissances, et par le niveau de capital humain des agriculteurs (expérience et/ou éducation). Cette approche a été à l'origine des premiers modèles de diffusion des nouvelles technologies. Dans ces modèles le processus de diffusion d'une nouvelle technologie est formalisé de manière analogue à celui d'un processus de contagion (Griliches, 1957 ; Stoneman, 1983).

De nombreuses études empiriques ont confirmé le rôle de l'information dans le processus de diffusion des technologies de production agricole en montrant que les efforts de recherche et de conseil tendent à accélérer cette diffusion. Ces études illustrent également le rôle fondamental du niveau d'éducation des agriculteurs (Huffman, 2001 ; Sunding et Zilberman, 2001).

L'approche mettant en avance l'hétérogénéité des bénéfices attendus de l'utilisation d'une nouvelle technologie a été formalisée en premier lieu par David (1969). Selon cette approche, seuls les producteurs pour qui les coûts de l'adoption de la nouvelle technologie sont inférieurs aux bénéfices (actualisés) attendus de l'utilisation de cette nouvelle technologie adoptent cette dernière. La diffusion de l'information aidant, les bénéfices liés à l'utilisation de cette nouvelle technologie augmentent (les coûts d'investissement et d'utilisation diminuent et la maîtrise des utilisateurs s'accroît avec l'expérience accumulée) ce qui fait que le nombre d'agriculteurs pour qui cette adoption devient rentable augmente progressivement. En fait, tout facteur susceptible :

- de diminuer les coûts liés à l'adoption de la nouvelle technologie,
- d'augmenter les bénéfices liés à l'utilisation de la nouvelle technologie

et/ou :

- de diminuer les bénéfices liés à l'utilisation de l'ancienne technologie

tend à accélérer l'adoption de la nouvelle technologie.

Il existerait ainsi généralement une petite proportion de « précurseurs », une grande proportion de « suiveurs » et une petite proportion de « retardataires » (Cochrane, 1979). Selon l'analyse de David (1969), cette typologie suggère une distribution normale ou logistique des bénéfices nets que les producteurs retirent de l'utilisation des nouvelles technologies.⁷⁴

De nombreux travaux ont mis en évidence l'importance des conditions pédo-climatiques pour expliquer l'adoption (ou l'utilisation) des pratiques agricoles depuis les travaux de Caswell et Zilberman (1986) sur les techniques d'irrigation de précision (Caswell et Shoemaker, 1993 ; voir la section précédente pour l'adoption de la protection intégrée aux Etats-Unis). La plupart des travaux concernant l'adoption (ou l'utilisation) de technologies agricoles mettent en avant le rôle de l'éducation des agriculteurs, voire de leur disponibilité (Sunding et Zilberman, 2001 ; voir la section précédente pour l'adoption de la protection intégrée aux Etats-Unis).

5.3.5.1.2. Adoption de nouvelles technologies et calcul économique

Les approches classiques pour l'analyse de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies ont cependant plusieurs défauts majeurs dans le présent contexte. En effet, celle de Griliches (1957) postule que la diffusion de l'information et des connaissances suivent un processus de contagion sans chercher à mettre en évidence ni le fonctionnement, ni les déterminants de ce processus. Celle de David (1969) a tendance à négliger les interactions entre producteurs et, surtout, ne distingue pas les déterminants de l'utilisation de la nouvelle technologie de ceux de son adoption.

Les recherches les plus récentes sur la diffusion et l'adoption des nouvelles technologies tentent de corriger ces défauts, principalement en généralisant l'approche de David (1969), *i.e.* en cherchant à définir le plus complètement possible le calcul d'un agriculteur qui considère l'adoption d'une nouvelle technologie de production (Geroski, 2000). Ce type de recherches est abondant dans la littérature théorique depuis l'article fondateur d'Arrow (1962) sur les effets de l'apprentissage. Même si de nombreux travaux théoriques se réfèrent explicitement à la production agricole (*e.g.*, Tsur, Sternberg et Hochman, 1990 ; Lindner, Fischer et Pardey, 1979...), leur utilisation empirique pour l'étude de l'adoption des nouvelles technologies de production agricole est plus récente mais se développe rapidement (Sunding et Zilberman, 2001 ; Baerenklau, 2005).

En fait, les technologies de production agricole, notamment celles économes en pesticides, ont des caractéristiques qui rendent les changements de pratiques relativement délicats et coûteux pour les agriculteurs (Marra, Pannell et Abadi Ghadim, 2003 ; Pannell *et al.*, 2005).

Ces études distinguent la phase d'adoption de la phase d'utilisation. Elles insistent toutes sur certaines caractéristiques des innovations « radicales » en production agricole :

- les effets de ces technologies de production dépendent des lieux où ces technologies sont utilisées. Aussi, ces effets sont incertains *a priori*. Les connaître suppose une phase d'essais et/ou d'apprentissage qui implique une prise de risque plus ou moins importante.
- ces technologies définissent des principes d'action qui doivent être adaptés au cas par cas. Aussi, la maîtrise de ces technologies nécessite une phase d'expérimentation/optimisation pour être adaptée au contexte de l'exploitation où elles sont utilisées. Cette phase d'adaptation s'accompagne de coûts explicites (achat de matériel, de services spécifiques, temps de travail...) ou implicites (pertes de revenu, aléa de revenu...).

L'adoption d'une nouvelle technologie suppose donc le passage par une phase d'apprentissage (*learning by doing*) des effets réels de la technologie qui détermine l'adoption finale ou non de la technologie et qui permet l'ajustement des principes d'action de cette technologie au contexte de l'exploitation considérée.

En outre, certaines recherches tentent de formaliser et de mesurer le processus de diffusion de l'information entre agriculteurs. Dans cette optique, deux formes de processus sont envisagées, il

⁷⁴ Ou d'autres facteurs, tels que des facteurs sociologiques : certains producteurs sont plus intéressés par les innovations techniques que les autres...

s'agit des processus d'imitation (Banerjee, 1992) et des processus de « partage » de l'information entre agriculteurs. L'idée du partage de l'information est de loin la plus utilisée pour expliquer la diffusion des technologies agricoles par les économistes (Baerenklau, 2005). Elle repose sur le fait qu'un agriculteur peut retirer de l'information sur les effets potentiels d'une nouvelle technologie en observant le comportement et les résultats des agriculteurs qui ont adopté cette technologie. Il suffit pour cela que l'information produite par les agriculteurs précurseurs de la nouvelle technologie puisse être transposée, ce qui est le cas si ces agriculteurs sont voisins et ont des productions comparables, et observée, ce qui est le cas si ces agriculteurs sont voisins ou communiquent (de manière formelle ou non) leurs protocoles d'essais et leurs résultats. Cette production d'information par les voisins a deux implications :

- elle aide l'agriculteur à apprécier les effets qu'aurait la nouvelle technologie sur sa propre exploitation. Aussi, l'information produite par ses voisins entre dans le calcul de l'agriculteur envisageant d'adopter la nouvelle technologie.
- elle peut être à l'origine de comportements stratégiques de la part des agriculteurs. En effet, il peut être plus intéressant pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent la nouvelle technologie afin de bénéficier « gratuitement » de leurs expériences.

La suite de cette section présente les principales questions économiques posées par l'adoption et l'utilisation de nouvelles technologies de production agricole, notamment les technologies économes en pesticides. Ceci a pour objectif d'illustrer les principales difficultés rencontrées par les agriculteurs et de montrer où et comment l'Etat peut intervenir pour favoriser l'adoption (et l'utilisation) de ces nouvelles technologies.

5.3.5.2. Utilisation de nouvelles technologies : le rôle du contexte économique

L'objectif de cette sous-section est de résumer les principales conclusions des sections précédentes quant à l'utilisation des technologies agricoles économes en intrants et de montrer le rôle du contexte économique.

Nous considérons ici le cas simple d'un agriculteur (i) dont l'exploitation est de taille s_i , et le capital humain est donné par h_i et qui envisage d'exploiter encore T_i années. Il utilise jusqu'à présent ($t = 0$), la technologie de production A mais envisage éventuellement d'adopter une technologie B économe en intrants chimiques.

5.3.5.2.1. Les technologies et les avantages comparés de leur utilisation

Les performances techniques de la technologie A sont résumées par la fonction de production :

$$(26) \quad \mathcal{Y}_{Ait}^0(x) = f(x; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0)$$

où $\mathcal{Y}_{Ait}^0(x) = f(x; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0)$ est le rendement obtenu avec x unités d'un agrégat d'intrants variables (pesticides, semences, engrais...). Le vecteur θ_{it}^0 contient les caractéristiques climatiques et sanitaires exogènes affectant sa production l'année t et α_{Ai} contient les paramètres décrivant l'effet de la technologie de production A sur l'exploitation de l'agriculteur.

Etant expérimenté avec cette technologie, l'agriculteur connaît α_{Ai} . A l'optimum économique en p (prix du produit) et w (prix des intrants chimiques), il utilise $x_{Ait}^M(p, w) \equiv x^M(p, w; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0)$ quantités d'intrants par hectare et obtient un rendement égal à $\mathcal{Y}_{Ait}^M(p, w) \equiv y^M(p, w; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0)$. Il réalise une marge brute optimale par hectare égale à :

$$(27) \quad \mathcal{R}_{Ait}^0(p, w) \equiv \pi(p, w; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0) = p y^M(p, w; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0) - w x^M(p, w; \alpha_{Ai}, \theta_{it}^0).$$

L'utilisation de la technologie B requiert des intrants spécifiques (temps de travail, analyses, services d'un expert...) dont le coût par hectare est noté c_B . Lorsqu'il maîtrise cette nouvelle technologie, i.e. lorsque cette nouvelle technologie est « simple », proche de la technologie A ou après une phase

d'apprentissage, l'agriculteur en connaît les performances. En particulier, il sait que la fonction de production caractérisant B est donnée par $y_{Bi}^0(x) = f(x; \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)$ où il connaît parfaitement la forme de $f(\cdot)$ et \mathbf{a}_{Bi} . A l'optimum économique en w et p , il réalise une marge brute à l'hectare égale à $\pi_{Bi}^0(p, w, c_B) \equiv \pi(p, w; \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0) - c_B$ en utilisant les quantités d'intrants chimiques $x_{Bi}^M(p, w) \equiv x^M(p, w; \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)$ et en obtenant un rendement égal à : $y_{Bi}^M(p, w) \equiv y^M(p, w; \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)$.

Dans toute la suite il sera supposé que les θ_{ii}^0 sont indépendants et équi-distribués dans la dimension temporelle et individuelle, *i.e.* que les θ_{ii}^0 ont la même distribution que θ_{ii}^0 .

La technologie B étant définie pour limiter l'utilisation d'intrants chimiques, elle doit être d'autant plus rentable que la technologie A lorsque le prix des intrants chimiques sont élevés. Il est supposé ici que :

$$(28a) \quad \frac{\partial E_{\theta_{ii}^0}[\Delta\pi(p, w, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)]}{\partial p} < 0 \quad \text{et} \quad \frac{\partial E_{\theta_{ii}^0}[\Delta\pi(p, w, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)]}{\partial w} > 0$$

et qu'il existe un niveau du prix des intrants $\bar{w}_{MB}(p, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi})$ tel que :

$$(28b) \quad E_{\theta_{ii}^0}[\Delta\pi(p, \bar{w}_{MB}(p, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi}), c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0)] = 0$$

où : $\Delta\pi(p, w, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0) \equiv \pi(p, w; \mathbf{a}_{Bi}, \theta_{ii}^0) - c_B - \pi(p, w; \mathbf{a}_{Ai}, \theta_{ii}^0)$.

Cette propriété est conforme avec les résultats généralement obtenus en production intégrée pour les grandes cultures. Elle indique que la marge brute espérée de la technologie B est supérieure à celle de la technologie A si $w > \bar{w}_{MB}(p, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi})$.

Bien entendu le prix seuil $\bar{w}_{MB}(p, c_B; \mathbf{a}_{Ai}, \mathbf{a}_{Bi})$ est croissant en p et c_B , et dépend de l'efficacité technique relative de la technologie B par rapport à la technologie A pour l'exploitation de l'agriculteur considéré. Ceci a plusieurs implications. L'agriculteur ne décidera (voire n'envisagera d'étudier la question de) l'adoption de la technologie B que si elle lui paraît plus adaptée au contexte économique à venir ou en vigueur.

Dans ce contexte l'attitude face au risque de l'agriculteur peut également jouer un rôle important. En effet, il est fréquemment avancé que les technologies économes en intrants chimiques sont plus risquées que les technologies conventionnelles dans le sens où elles procurent des marges brutes « plus aléatoires ». Cet aspect ne sera pas abordé ici même s'il peut jouer un rôle important.

5.3.5.2.2. Utilisation des technologies et intervention publique

L'Etat peut intervenir à propos de l'utilisation des technologies économes en intrants chimiques sur plusieurs points lorsque la technologie B s'avère *a priori* peu attrayante pour les agriculteurs. Il peut intervenir sur le prix des intrants (*via* un système de taxation), intervenir sur la technologie B elle-même (en finançant des recherches visant à la rendre plus attrayante) ou directement en versant des subventions à l'utilisation de la technologie B.

Dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques, cette dernière solution est relativement difficile ou en tous cas très coûteuse. En effet, dans ce cas l'Etat doit passer un contrat avec les agriculteurs. Dans ce contrat doit :

- être spécifié ce que les agriculteurs doivent mettre en oeuvre,
- être définie la subvention que les agriculteurs reçoivent pour être incités à utiliser la technologie voulue,
- et être définie la sanction encourue par les agriculteurs lorsqu'ils ne respectent pas les termes du contrat.

Ces points posent problème ici. En effet, dans le cas de pratiques économes en pesticides, il est difficile de fixer de manière efficace ce que les agriculteurs doivent faire. Les choix (de quantités d'intrants, rotations...) les plus efficaces d'un point de vue économique dépendent des exploitations (conditions pédo-climatiques, des contraintes de temps des exploitants...) voire du contexte spécifique

de l'année en cours. Or les subventions à verser aux agriculteurs et la vérification du respect du contrat doivent en principe dépendre de ce cahier des charges.

Une solution consiste à définir un cahier des charges rigide, homogène et simple à vérifier. Ce cahier des charges doit être accompagné de subventions d'autant plus importantes qu'il est contraignant, tout au moins s'il est décidé que la technologie doit être largement adoptée. En effet, il est alors nécessaire de compenser l'inefficacité économique du cahier des charges. L'autre solution consiste à définir un cahier des charges relativement souple (de « bonnes pratiques ») mais difficile (voire impossible) à vérifier, ce qui se fait au détriment de l'incitation au respect du contrat. Cette solution est très critiquée par la Cour des Comptes Européenne (2005).

Une intervention de l'Etat fondée sur une politique active de recherche agronomique et de taxation des intrants chimiques a plusieurs avantages. Elle économise les fonds publics destinés au fonctionnement du système de contrôle/sanction des contrats d'utilisation de la nouvelle technologie. En effet, des intrants chimiques onéreux créent une incitation incontournable à l'utilisation de pratiques économes dans ces intrants. Dans ce cas les agriculteurs sont demandeurs des nouvelles technologies et non simplement attirés par des subventions versées pour l'utilisation d'une technologie par ailleurs peu intéressante. Cette politique économise une large part du coût de la spécification de contrats complexes. Elle laisse aux agriculteurs le soin de définir eux-mêmes les pratiques qui leur semblent les plus adaptées, ce qui est un gage d'efficacité. Ensuite elle est cohérente dans la mesure où d'une part, elle incite les agriculteurs à se tourner vers des pratiques économes en intrants chimiques et d'autre part leur offre les solutions techniques appropriées. Enfin, elle n'exclut pas que des compensations (des effets financiers de la taxation) puissent être versées aux agriculteurs. Ces compensations doivent cependant ne pas interférer avec les choix productifs des agriculteurs, i.e. être définies par hectare ou par exploitation.

L'intervention publique peut également jouer un rôle au niveau de c_B , le coût spécifique de l'utilisation de la nouvelle technologie. En effet, ce coût est très lié aux conseils reçus par les agriculteurs et aux outils nécessaires au pilotage de la nouvelle technologie. En fait, c_B mesure le coût des intrants complémentaires (si ce n'est nécessaire) à l'utilisation de la technologie B. L'importance de c_B est un argument souvent avancé pour expliquer le « verrouillage » technologique en faveur du recours quasi-exclusif à l'utilisation des pesticides chimiques en matière de protection phytosanitaire. Ce point sera évoqué plus bas.

Dans les sous-sections suivantes nous considérerons la question de l'adoption de la nouvelle technologie, i.e. la phase qui précède l'utilisation « maîtrisée » de cette nouvelle technologie.

5.3.5.3. Adoption de nouvelles technologies et choix d'investissement

Même si l'agriculteur considéré est neutre face au risque, la condition $w > \bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{A_i}, \alpha_{B_i})$ est nécessaire à l'adoption de B mais elle n'est pas suffisante. En effet, l'adoption d'une nouvelle technologie de production s'accompagne généralement d'un investissement préalable en matière de formation et/ou de matériel. Se posent ici les questions de l'amortissement de l'investissement initial dans la nouvelle technologie et de la date de la réalisation de cet investissement.

Le montant de l'investissement sera noté ici $C_B(h_i, t)$. Ce coût est décroissant en h_i et en t . Un agriculteur déjà bien formé doit consacrer moins de temps à sa formation. Le coût de l'investissement $C_B(h_i, t)$ initial peut décroître avec le temps par un effet d'apprentissage des organismes de formation et du retour au niveau de ces organismes de l'expérience accumulée par les agriculteurs ayant déjà adopté la technologie considérée. Sunding et Zilberman (2001) qualifient cet effet de d'effet de « *learning by using* ». En utilisant des arguments similaires, il sera également supposé ici que les coûts variables spécifiques de l'utilisation de la nouvelle technologie $c_B(t)$ sont décroissants en t . En outre, si les conditions de prix sont telles que les agriculteurs sont demandeurs en matière d'adoption de la technologie B, il est possible que les mécanismes de marché ou d'innovations induites conduisent le

secteur privé à améliorer leur offre d'intrants spécifiques pour l'utilisation de la technologie B. Sous certaines conditions, ces mécanismes peuvent conduire à une diminution du prix de ces intrants.

Afin de simplifier l'exposé, il sera dorénavant supposé que les deux technologies de production considérées procurent des revenus certains, *i.e.* que les termes θ_t^i n'ont en réalité pas d'effet sur les choix d'intrants ou les niveaux de production.

En supposant dans un premier temps qu'il anticipe correctement l'évolution du contexte économique, l'agriculteur choisit d'adopter B en $t=0$ si le profit actualisé qu'il retire de l'utilisation de la technologie B :

$$(29a) \quad \Pi_{Bi}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; 0) \equiv -C_B(h_i, 0) + s_i \pi(p_0, w_0; \mathbf{a}_{Ai}) + s_i \sum_{t=1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Bi}) - c_B(t)}{(1+a_i)^t}$$

est supérieur à celui qu'il retire de l'utilisation de la technologie A :

$$(29b) \quad \Pi_{Ai}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; 0) = s_i \sum_{t=0}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Ai})}{(1+a_i)^t}$$

où a_i est le taux d'actualisation utilisé par l'agriculteur. Dans tous les cas, les agriculteurs n'adopteront la nouvelle technologie que si les bénéfices attendus de cette adoption sont supérieurs à son coût initial :

$$(30) \quad s_i \sum_{t=1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Bi}) - c_B(t) - \pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Ai})}{(1+a_i)^t} > C_B(h_i, 0)$$

Cette condition permet de montrer simplement pourquoi les agriculteurs les plus jeunes (durée de l'amortissement), les mieux formés (coût de l'investissement) et exploitant de grandes surfaces (amortissement du coût fixe) sont avantagés lors des changements de technologie et tendent donc à adopter plus rapidement les nouvelles technologies de production.

En outre, le fait que les $\pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Bi})$ et $\pi(p_t, w_t; \mathbf{a}_{Ai})$ dépendent des caractéristiques pédo-climatiques des exploitations explique également les différences de taux d'adoption des technologies entre régions agricoles. Certaines technologies de production peuvent s'avérer plus appropriées dans certaines régions que dans d'autres.

Dans une optique plus dynamique, il convient de noter l'importance de l'évolution des p_t , w_t , $C_B(h_i, t)$ et $c_B(t)$.

La diminution attendue des coûts $C_B(h_i, t)$ et $c_B(t)$ peut amener les agriculteurs à différer leur adoption de la nouvelle technologie. L'utilisation de la nouvelle technologie peut ne devenir rentable qu'à partir du moment où $c_B(t)$ est suffisamment bas. De même, en raison de l'importance de $C_B(h_i, 0)$ et de l'évolution attendue de $C_B(h_i, t)$, l'investissement peut être plus intéressant dans l'avenir, et ce même s'il est déjà rentable en $t=0$. En effet, le bénéfice attendu de la baisse des coûts d'investissement peut compenser le bénéfice perdu en terme de marge brute lorsque l'adoption de la nouvelle technologie est différée. Les pouvoirs publics peuvent jouer un rôle important au niveau des coûts d'investissement et des coûts spécifiques de l'utilisation de la nouvelle technologie. Ce point renvoie à la définition de la politique publique de formation et de conseil aux agriculteurs. La question de l'intérêt de l'intervention publique dans ce domaine sera discutée plus bas.

L'évolution attendue du contexte de prix (p_t, w_t) peut également jouer un rôle important pour la décision d'investissement et sa date (*e.g.*, Price, Lamb et Wetzstein, 2005). Cependant, cet aspect de la décision d'investissement repose sur d'autres critères que le bénéfice net actualisé de l'adoption de la nouvelle technologie. En effet, un agriculteur anticipant une augmentation future du prix des intrants chimiques w_t (ou une baisse du prix des produits agricoles p_t) peut décider d'anticiper son investissement dans la nouvelle technologie s'il désire « lisser » son revenu. Cette stratégie peut lui permettre de subir les coûts de l'investissement avant de subir les effets de l'augmentation de w (ou de la diminution de p). Cette remarque illustre l'intérêt de l'annonce anticipée (et crédible) des politiques de taxation des intrants.

Ces aspects dynamiques s'avèrent d'autant plus importants que la question de l'incertitude et de l'information sont disponibles. Cette question est abordée dans la section suivante.

5.3.5.4. Adoption de nouvelles technologies, incertitude et information

Dans les sous-sections précédentes, il a été supposé que les agriculteurs connaissaient les performances de la nouvelle technologie, l'évolution du coût de l'utilisation de cette technologie (ainsi que celle du coût de l'investissement) et l'évolution du contexte économique. De ce fait, la question de l'adoption était relativement simple, elle concernait celle d'un investissement aux effets relativement bien connus (le risque affectant le revenu de l'agriculteur étant analogue quelque soit la technologie utilisée).

Or, et c'est là une des spécificités importantes des pratiques économes en intrants telles que celles considérées ici, les effets des innovations technologiques agricoles importantes dépendent du lieu où elles sont utilisées et leur mise en œuvre requiert une adaptation de la part de leurs utilisateurs. Cette caractéristique est à l'origine de questions importantes pour l'adoption de ces innovations.

5.3.5.4.1. Le problème de l'incertitude : expérimentation, adaptation, information et perception

L'adoption de la nouvelle technologie s'accompagne de coûts d'apprentissage liés à la nécessaire adaptation des principes d'action définissant cette innovation. Ces coûts s'ajoutent à ceux de l'investissement préalable à l'adoption elle-même. En particulier, l'adoption effective de la nouvelle technologie (i.e. sur l'ensemble de l'exploitation ou tout au moins à large échelle) est souvent précédée d'une phase d'expérimentation (essai/optimisation) plus ou moins coûteuse pour les agriculteurs (Leathers et Smale, 1991 ; Abadi Gahim et Pannell, 1999 ; Marra, Pannell et Abadi Gahim, 2003 ; Abadi Gahim, Pannell et Burton, 2005 ; Pannell et al, 2005). Ces coûts d'expérimentation dépendent :

- de l'échelle à laquelle la technologie peut être testée,
- de l'observabilité des résultats de l'utilisation de cette technologie, ce qui conditionne en particulier le temps nécessaire à la maîtrise de la nouvelle technologie,
- du temps et du matériel nécessaires au pilotage des expérimentations (temps et matériel qui s'ajoutent à ceux nécessaires à l'utilisation de la nouvelle technologie mais deviennent inutiles dès que cette technologie est maîtrisée)

et :

- des possibilités de partager les coûts de ces expérimentations (entre agriculteurs voisins par exemple, de manière informelle ou dans une structure dédiée à cet effet).

Les coûts liés à l'adoption d'une nouvelle technologie sont, dans une large mesure, irrécupérables. En effet, si la technologie devait *in fine* être abandonnée car non rentable ou peu adaptée à l'exploitation considérée, l'investissement et l'apprentissage liés à cette innovation seraient en grande partie perdus. De ce fait, l'adoption d'une innovation, surtout d'une innovation radicale, peut être considérée comme une prise de risque par les agriculteurs. Ce concept de prise de risque renvoie à lui seul à trois notions (Marra, Pannell et Abadi Gahim, 2003) :

- Puisque le risque est lié à un manque d'information, il est important de considérer les sources d'informations disponibles pour l'agriculteur à propos de la nouvelle technologie : les essais mis en place par l'agriculteur lui-même, les essais de ses voisins, les résultats publiés par les instituts techniques, les instituts de recherches...
- Dans ce contexte, l'adoption d'une innovation technologique dépend de l'attitude face au risque des agriculteurs que cette attitude soit liée à leurs préférences face au risque (aversion) ou aux contraintes auxquelles ils font face (contraintes financières, contraintes d'alimentation des cheptels...).
- La méconnaissance des performances réelles de la nouvelle technologie implique que l'agriculteur fait face à une incertitude au sens économique du terme. Un agriculteur expérimenté est capable de quantifier l'effet des aléas climatiques sur ses cultures, en ce sens

l'aléa climatique est un risque pour lui, i.e. relevant d'une évaluation objective du risque au sens de Von Neuman-Morgenstern (e.g. Laffont, 1991a). En revanche, il est difficile pour un agriculteur envisageant l'utilisation d'une nouvelle technologie de quantifier de manière « objective » les performances à attendre de cette technologie. En ce sens, l'aléa induit par l'adoption d'une nouvelle technologie constitue une incertitude pour lui. Son évaluation des effets potentiels de cette nouvelle technologie dépend plus de sa perception subjective de ces effets que d'une quantification objective (évaluation subjective du risque au sens de Savage, voir e.g. Laffont, 1991a). Aussi la perception par les agriculteurs des effets de l'utilisation de la nouvelle technologie peut différer sensiblement de celle des experts ayant travaillé sur cette technologie. Or, la perception initiale par les agriculteurs des performances attendus de la nouvelle technologie est déterminante. En effet, elle conditionne toutes les décisions des agriculteurs puisqu'elle lui sert à quantifier ce qu'il peut attendre de cette technologie une fois qu'il la maîtrisera, à quantifier le coût de l'expérimentation de cette technologie et à quantifier l'intérêt à attendre des informations qu'il peut espérer des sources externes à son expérimentation. De cette perception dépendra sa décision d'essayer ou non cette nouvelle technologie, d'attendre plus d'information avant de franchir le pas, voire même de s'intéresser ou non à cette innovation.

5.3.5.4.2. Perception des effets de la nouvelle technologie et adoption

Le fait que l'agriculteur ne connaisse pas avec certitude les effets qu'il peut attendre de l'innovation technologique disponible implique qu'il évalue ces effets sur la base de la perception qu'il a de ces effets. Dans le cadre du modèle précédent, ceci implique que l'agriculteur considère α_{Bi} non pas comme fixe (i.e. connu) mais comme une variable aléatoire $\hat{\alpha}_{Bii}$ dont la distribution définit la perception qu'il en a. Cette distribution traduit à la fois l'information (objective) dont il dispose (cette dernière pouvant évoluer dans le temps) et sa manière d'utiliser cette information.

Aussi, même si le résultat économique réel de l'utilisation de la technologie B n'est pas aléatoire en réalité, ce résultat est considéré comme aléatoire par l'agriculteur lorsqu'il considère toute décision relative à l'adoption éventuelle de cette technologie.

Aussi en $t = 0$, l'agriculteur estime α_{Bi} , la vraie valeur du paramètre de la technologie B, à partir de la variable aléatoire $\hat{\alpha}_{Bi0}$ dont la distribution résume sa perception des effets de la technologie B sur son exploitation. Aussi, son estimation de la performance économique de cette technologie est donnée par l'espérance suivante :

$$(31a) \quad E_{\hat{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p, w; \hat{\alpha}_{Bi0})]$$

De même, une mesure de l'incertitude à laquelle il fait face concernant cette performance économique est donnée par la variance suivante :

$$(31b) \quad V_{\hat{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p, w; \hat{\alpha}_{Bi0})].$$

Pour un expert (à supposer qu'un tel expert existe) cette performance est certaine (de variance nulle) et donnée par $\pi(p, w; \alpha_{Bi0})$.

L'existence de cette incertitude a deux effets :

- L'agriculteur peut sur-estimer ou sous-estimer les performances économiques de la technologie B.
- Bien que cette technologie donne (par hypothèse ici) des résultats réels certains, l'adoption de la technologie B dépend de l'attitude face au risque de l'agriculteur. S'il est averse face au risque, l'agriculteur tendra à favoriser l'utilisation de la technologie A tant qu'il considèrera qu'il ne connaît pas avec (suffisamment de) certitude les effets de la technologie B.

Les résultats de Pannell, Abadi Ghadim et Burton (2005) illustrent cette idée dans le cas de l'adoption d'une nouvelle culture en Australie. Quatre études américaines tendent à montrer que dans l'adoption des techniques la lutte intégrée est limitée parce que les agriculteurs n'en connaissent pas bien les performances (Pingali et Carlson, 1985 ; Musser et al, 1986 ; Haneman et Farnsworth, 1991 ; Feather

et Amacher, 1994). A l'exception de celle de Musser *et al.* (1986), ces études montrent que les agriculteurs qui adoptent les techniques de la lutte intégrée sont aussi ceux qui ont les perceptions les plus optimistes de leurs effets, en terme d'espérance et de risque de revenu.

En France, beaucoup d'agriculteurs n'ont que l'expérience de la lutte chimique préventive contre les ennemis des cultures. Dès lors, ils pourraient avoir des difficultés pour évaluer correctement les risques d'infestation de leurs parcelles (puisqu'ils ont tendance à les éliminer de manière préventive) ou plus généralement les effets potentiels d'autres pratiques culturales que les pratiques conventionnelles.

Le problème du décalage entre les perceptions des risques par les agriculteurs et les risques réels ne concernent pas que l'adoption de nouvelles pratiques. Mumford (1981) montre que des producteurs anglais de betteraves sucrières ont une perception pessimiste des probabilités d'infestation de leurs cultures et tendent à surestimer les pertes liées aux infestations de leurs cultures. En revanche, Grisley et Kellogg (1983) montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les distributions subjectives des agriculteurs et la distribution objective des probabilités de rendements à partir d'une enquête effectuée en Thaïlande.

Estimer les effets de l'incertitude sur les choix des agriculteurs est assez délicat. En effet, il est difficile de distinguer dans les choix des agriculteurs ce qui est dû à l'incertitude (perception subjective des risques) de ce qui est dû à l'attitude face au risque. Par exemple, un agriculteur qui a une perception correcte des risques d'infestation de ses parcelles peut être plus enclin à adopter une stratégie de protection phytosanitaire qu'un agriculteur qui sur-estime significativement ces risques. Il suffit que le premier soit significativement averse au risque et que le second soit neutre au risque.⁷⁵ Aussi, il convient d'interpréter les résultats précédents avec une certaine prudence.

Du point de vue des choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides, cette question est très importante. En effet, l'aversion face au risque est une caractéristique des préférences des agriculteurs et, théoriquement, ne peut pas être modifiée. En revanche, il est possible d'améliorer les perceptions des agriculteurs mettant en place des programmes de formation (Mumford, 1981; Musser *et al.*, 1986) ou en diffusant des informations qui leur permettent de réviser leur perception des risques (Farnsworth et Moffitt, 1984; Feather et Amacher, 1994). En effet, un agriculteur peut refuser d'adopter une nouvelle technologie uniquement parce qu'il anticipe à tort que cette technologie n'a aucun intérêt pour lui.

De ce point de vue, mettre au point une nouvelle technologie de production pertinente d'un point de vue économique est nécessaire pour que cette technologie soit adoptée mais n'est pas suffisant. Il est également nécessaire de diffuser l'information concernant les performances de cette nouvelle technologie. La diffusion de cette information a deux effets sur les décisions des agriculteurs :

- Elle permet d'éliminer le biais (sur l'espérance perçue) éventuel des perceptions (pessimistes ou optimistes) des agriculteurs dans l'évaluation de ces technologies.
- Elle permet d'éliminer les effets de l'incertitude (en variabilité perçue) sur le comportement des agriculteurs. Un agriculteur peut évaluer correctement les effets d'une nouvelle technique de production en moyenne sans pour autant l'adopter. Il suffit qu'il estime, compte tenu de l'information dont il dispose, que son estimation de ces effets soit trop incertaine (étant données ses préférences face au risque et/ou ses contraintes financières).

Le rôle de l'Etat est ici fondamental dans la mesure où l'information considérée est un bien public que le secteur privé n'est pas incité à produire.

5.3.5.4.3. Information, perception des effets de la nouvelle technologie et adoption

Si l'agriculteur a une perception initiale des effets de la nouvelle technologie suffisamment optimiste, il se pose la question de l'acquisition d'informations qui lui permettent de décider d'adopter ou non cette technologie sur des bases plus « solides ». Il peut obtenir cette information de manière passive, *i.e.* par ses voisins, par des organismes de recherches... ou de manière active, *i.e.* en expérimentant lui-

⁷⁵ La théorie duale du risque de Yaari (1987) montre que les effets de l'aversion au risque sur le comportement des agents économiques sont similaires aux effets de déformations « pessimistes » de la perception des risques.

même la nouvelle technologie. Ces deux principales sources d'information sont, tout au moins dans une certaine mesure, substituables.

Cependant, étant donnée la nature des technologies économes en intrants l'expérimentation peut être considérée comme nécessaire puisque :

- les organismes de recherches, instituts techniques... produisent de l'information générique,
- deux exploitations voisines bénéficient de conditions de production proches mais pas nécessairement identiques,
- deux exploitations voisines peuvent avoir des productions et des systèmes de rotation différents,
- deux exploitations voisines peuvent faire face à des contraintes différentes en terme de disponibilité de la main d'œuvre,
- ...

Aussi l'agriculteur doit généralement passer par une phase d'expérimentation qui consiste à :

- adapter les principes d'action des nouvelles technologies au contexte de son exploitation,

et :

- considérer que ces principes d'action peuvent donner des résultats plus ou moins différents de ceux publiés et/ou obtenus par ses voisins.

Bien entendu, le coût de la phase d'expérimentation (durée, pertes liées aux tâtonnements...) est d'autant moins important que l'agriculteur reçoit de l'information externe.

Expérimentation pour adoption

Afin de simplifier l'analyse de la question de l'expérimentation à l'aide de l'exemple précédent, il est considéré dans un premier temps que l'agriculteur ne dispose d'aucune autre source d'information que ses propres essais.

Concernant l'expérimentation de la nouvelle technologie deux questions, intimement liées, se posent :

- l'expérimentation doit être mise en place sachant qu'elle engage des coûts qui pourront s'avérer perdus si la technologie est *in fine* abandonnée

et :

- si elle est mise en place, quelle forme doit prendre l'expérimentation ?

Les réponses qui peuvent être apportées à ces questions sont relativement complexes.

Dans les études spécifiques à l'adoption des technologies agricoles, la question de l'expérimentation « optimale » se réduit généralement à celle de la surface consacrée à l'essai de la nouvelle technologie, les agriculteurs révisant leur perception des performances de la nouvelle technologie selon une logique Bayésienne (Tsur, Sternberg et Hochman, 1990 ; Leathers et Smale, 1991 ; Abadi Ghadim et Pannell, 1999 ; Pannell *et al*, 2005).⁷⁶ Dans ce contexte l'agriculteur fait face à l'arbitrage suivant : utiliser une grande surface d'essai (et un plan d'expérience adéquat) pour produire rapidement la quantité d'information nécessaire à sa prise de décision finale ou utiliser une surface plus petite afin de réduire les coûts liés à cette expérimentation. L'intérêt de produire rapidement l'information est de bénéficier le plus tôt possible de la nouvelle technologie si cette dernière s'avère rentable. L'intérêt de réduire les surfaces d'essais est de réduire les coûts d'expérimentation de la nouvelle technologie dans le cas où cette dernière s'avère *in fine* moins rentable que la technologie en place. Cependant, même dans ce cas le problème demeure complexe et probablement formalisé selon des modalités éloignées de celles réellement utilisées par les agriculteurs.

⁷⁶ De fait, la question de la forme de l'expérimentation « optimale » est complexe puisqu'elle repose en principe sur des notions statistiques difficiles à manipuler lorsque le problème concerné est lui-même complexe (voir, *e.g.* l'article séminal de Grossman, Kihlstrom et Mirman, 1977 ou plus récemment Wiedland, 2000).

La forme de l'expérimentation « optimale » repose sur deux éléments cruciaux :

- la règle de révision que les agents considérés utilisent pour réviser leurs perceptions des agents lorsqu'ils reçoivent les signaux informatifs

et :

- les déterminants de la forme du processus de décision (fonction objectif de l'agent, variables de commande disponible et structure des mécanismes de production de l'information).

Mais quelle que soit la structure du problème considéré, ces études posent le problème de l'expérimentation comme celui de l'acquisition d'un signal informatif similaire à celui étudié dans le cas du dépistage (voir section 5.3.3.). Dans ce cas le coût du signal informatif est mesuré par les coûts de l'expérimentation :

- coûts directs : temps de travail, analyses, achats de services de conseils...

et :

- coûts d'opportunité liés à l'abandon de l'ancienne technologie sur une part de la surface de l'exploitation.

L'intérêt de l'expérimentation (*i.e.* du signal informatif produit) réside dans le fait que si elle est coûteuse dans un premier temps elle permet de produire de l'information qui permettra de prendre les décisions plus pertinentes dans l'avenir. Aussi le coût subi dans un premier temps doit permettre, soit d'éviter d'adopter la nouvelle technologie si elle s'avère ne pas être rentable, soit de l'adopter sur l'ensemble de l'exploitation si elle s'avère rentable. L'idée est ici que l'information permet à l'agriculteur d'affiner sa perception des performances de la nouvelle technologie et de prendre une décision « finale » plus pertinente.

Les principaux déterminants du choix d'engager ou non une procédure d'expérimentation peuvent être définis à partir d'un modèle simple dérivé de l'exemple précédent. L'agriculteur sait que s'il met en œuvre une procédure d'expérimentation prédéfinie sur une surface s_{exp} (avec $s_{\text{exp}} \leq s_i$) pendant t_{exp} années il obtiendra *in fine* une information parfaite sur α_{Bi} . Il ne prendra sa décision qu'à la fin de la procédure d'expérimentation.⁷⁷ Cette expérimentation lui coûte c_{exp} par unité de surface expérimentale en matière d'intrants spécifiques. Il sait également qu'il obtient une marge brute à l'hectare égale à :

$$(32) \quad \pi_{\text{exp}}(p, w, c_B, c_{\text{exp}}; \bar{\alpha}_{Bi}) = \pi(p, w; \bar{\alpha}_{Bi}) - c_B - c_{\text{exp}} - \delta(p, w; \bar{\alpha}_{Bi})$$

si la véritable valeur du paramètre de la technologie B est $\bar{\alpha}_{Bi}$. Le terme $\delta(p, w; \bar{\alpha}_{Bi}) < 0$ mesure la perte liée à l'utilisation d'un plan d'expérience. Le tâtonnement nécessaire à la production d'information génère nécessairement des pertes par rapport à l'utilisation optimale de la technologie B (qui génère par définition une marge brute à l'hectare hors coûts spécifiques égale à $\pi(p, w; \bar{\alpha}_{Bi})$). Afin de simplifier l'analyse, il est supposé que l'agriculteur considéré est neutre face au risque et que les prix et les coûts d'investissement et opérationnels de la technologie B sont constants. Leathers et Smale (1991) ont utilisé un modèle similaire pour leur analyse des procédures d'adoption des technologies de production agricole.

Dans ce contexte, compte-tenu de sa perception de α_{Bi} , l'agriculteur estime en $t=0$ que la probabilité que la technologie B soit jugée rentable à la fin de l'expérimentation est donnée par :

$$(33) \quad P_{Bi0} \equiv P_{\theta_{Bi0}} \left[\sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] - c_B - \pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_t)^t} \geq 0 \right].$$

Il s'agit de la probabilité (telle qu'elle est estimée par l'agriculteur) que le bénéfice net espéré actualisé de l'utilisation de la technologie A par rapport à l'utilisation de la technologie B soit positif, *i.e.* la probabilité que l'information qu'il obtiendra lui indiquera qu'il lui sera profitable d'adopter la nouvelle technologie sur son exploitation.

⁷⁷ Ces hypothèses sont relativement restrictives. D'une part, l'information reçue sur un paramètre telle que celui considéré ici ne peut être parfaite. D'autre part, en réalité l'information de l'agriculteur s'accroît à la fin de chaque campagne. Aussi, la question de continuer ou non l'expérimentation se pose chaque année.

Dès lors, il estime que son revenu espéré actualisé est donné par :

$$(34) \quad -C_B(h_i) + s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] - E_{\theta_{Bi0}} [\delta(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] c_B - c_{\text{exp}}}{(1+a_i)^t} \\ + (s_i - s_{\text{exp}}) \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \\ + s_i \left[P_{Bi0} \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} + (1 - P_{Bi0}) \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \right]$$

s'il décide d'engager la procédure d'expérimentation. Dès lors l'agriculteur décide d'engager la procédure d'expérimentation si le terme (34) est supérieur à :

$$(35) \quad \Pi_{Ai}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; 0) = s_i \sum_{t=0}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t},$$

c'est-à-dire s'il estime que la somme de son revenu net espéré durant la période d'expérimentation :

$$(36a) \quad s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} + (s_i - s_{\text{exp}}) \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t}$$

et de son revenu net espéré par la suite :

$$(36b) \quad P_{Bi0} s_i \left(\sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \theta_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} - \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \right)$$

excède la somme de l'investissement nécessaire à l'adoption de la technologie B :

$$(36c) \quad C_B(h_i)$$

et du coût (espéré) de l'expérimentation :

$$(36d) \quad s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\theta_{Bi0}} [\delta(p, w; \theta_{Bi0})] + c_{\text{exp}}}{(1+a_i)^t}.$$

Quel que soit le problème considéré, la perception initiale par l'agriculteur des performances de la nouvelle technologie est cruciale. Elle détermine l'évaluation initiale des performances de la technologie. Ce dernier n'engagera la procédure de test de cette technologie que s'il est suffisamment optimiste quant à ces performances.

Il est également intéressant de remarquer que lorsque la surface nécessaire à l'expérimentation est très importante la prise de risque de l'agriculteur est également importante. Ce cas se présente par exemple lors de la conversion à l'agriculture biologique ou lors de la mise en place d'une nouvelle culture pérenne.

En particulier, lorsque $s_{\text{exp}} = s_i$, lors de la phase de test l'agriculteur ne peut compter sur le revenu certain procuré par l'exploitation avec la technologie A de la surface non dédiée à l'expérimentation. Dans ce cas, l'aversion face au risque éventuelle de l'agriculteur joue nettement en défaveur de l'expérimentation et, par conséquent, de l'adoption de la technologie B. Ceci est vraisemblablement une des raisons qui expliquent le fait que les exploitations les plus grandes sont celles où les changements de technologies de production sont les plus fréquents et les plus rapides. Les autres explications potentielles de ce constat tiennent à la disponibilité en main d'œuvre et à la rentabilité relative (notamment liée à l'exploitation de rendements d'échelle locaux) des grandes exploitations (voir section 5.3.4.).

Information apportée par l'expérimentation ou l'adoption des agriculteurs voisins et coordination

Puisque l'expérimentation de la nouvelle technologie peut s'avérer coûteuse et risquée, l'agriculteur peut chercher à se procurer de l'information *via* d'autres sources. Lorsqu'il expérimente ou adopte une nouvelle technologie, un agriculteur produit de l'information pour lui-même mais aussi pour les agriculteurs dont les exploitations sont comparables, notamment ses voisins. Cette information peut

parvenir aux autres agriculteurs de manière informelle (observations, échanges verbaux) ou dans des cadres formels (essais organisés par diverses institutions, publications techniques ou scientifiques...).

Ces échanges d'information (*learning by others*) constituent une des sources les plus fréquemment citées de la diffusion des technologies de production agricole (Sunding et Zilberman, 2001). De fait, ils sont à l'origine d'opportunités de coordination pour l'expérimentation et l'adoption de nouvelles technologies. De fait, cette opportunité est exploitée par des structures telles que les Groupes de Développement Agricole, les Chambres d'Agriculture, les Instituts techniques...).

Cependant, en l'absence de coordination, cette propriété de l'information produite par l'expérimentation et l'adoption des nouvelles technologies peut être à l'origine de comportements stratégiques de la part des agriculteurs. Certains agriculteurs peuvent adopter un comportement similaire à celui d'un passager clandestin : ils attendent que leurs voisins adoptent ou expérimentent les nouvelles technologies de production. Ceci leur permet de réduire leurs propres coûts d'apprentissage. Le problème est ici que si tous les agriculteurs réagissent de cette manière (ce qui est somme toute rationnel) l'adoption de ces nouvelles pratiques peut être très lente.

Du point de vue de la théorie économique, ce phénomène tient à ce que l'information produite par l'adoption ou l'expérimentation d'un agriculteur possède des caractéristiques de bien public dans le sens où elle peut bénéficier simultanément à plusieurs agriculteurs sans que son producteur n'en pâtisse. Or un des phénomènes économiques essentiels liés aux biens publics est que ces biens sont produits en quantités généralement insuffisantes si leur production n'est pas coordonnée par une instance agissant dans l'intérêt de l'ensemble des agents concernés.

Les effets néfastes de cette absence de coordination sont difficiles à mettre en évidence et à quantifier d'un point de vue empirique (Manski, 1993a et 1993b). Ces difficultés proviennent de problèmes d'identification dus à ce que ces effets du partage de l'information se confondent avec des effets d'imitation (Banerjee, 1994 ; Baerenklau, 2005) et les effets d'éléments communs à des exploitations voisines. Néanmoins, certaines études empiriques montrent que l'absence de coordination dans l'apprentissage des effets des nouvelles technologies de production tend à ralentir significativement l'adoption de ces technologies. Foster et Rosenweig (1995) obtiennent ce type de résultats pour l'adoption de variétés productives de riz en Inde, Besley et Case (1993, 1994) pour l'adoption de variétés productives de coton également en Inde et Conley et Udry (2001, 2003) pour l'adoption de nouvelles pratiques de fertilisations par des producteurs d'ananas ghanéens. D'un point de vue qualitatif, Baerenklau (2005) obtient les mêmes résultats dans le cas de l'adoption de pratiques de nutrition animale dans le Wisconsin.⁷⁸

Dans les pays comme la France, *i.e.* où le conseil agricole est relativement développé, il a *a priori* difficile d'évaluer l'importance des bénéfices liés au renforcement des structures de coordination de l'expérimentation et de l'adoption des agriculteurs.

Information, adoption des nouvelles technologies et intervention publique

Compte-tenu des analyses précédentes, il apparaît que les pouvoirs publics peuvent agir (dans l'intérêt public) pour stimuler l'adoption de nouvelles technologies telles que les pratiques économes en pesticides en intervenant sur les processus de production et de diffusion de l'information auprès des agriculteurs. En effet, il est possible qu'une innovation qui s'avèrerait rentable pour les agriculteurs dès lors qu'ils la maîtriseraient ne soit adoptée que très lentement (voire très peu). L'Etat peut alors intervenir pour :

- améliorer la perception des performances des innovations technologiques par les agriculteurs (élimination des biais des perceptions, réduction de l'incertitude),
- stimuler la mise en place des procédures de test ou d'expérimentation des innovations technologiques,
- coordonner la production et l'échange d'informations entre agriculteurs afin de stimuler leur apprentissage des innovations technologiques.

⁷⁸ Shampine (1998) propose un modèle simple pour l'évaluation de ces effets.

Dans ce contexte, l'Etat peut utiliser des subventions pour l'adoption (et non pour l'utilisation) des innovations ou agir directement sur l'information (Baerenklau, 2005 ; Jaffee, Newell et Stavins, 2002 et 2003 ; Stoneman et David, 1985 ; Shampine, 1998). Il convient cependant de remarquer que les mesures présentées ici visent surtout à accélérer le processus d'adoption des innovations, ce qui suppose que ces innovations seraient adoptées sans problème par les agriculteurs s'ils les maîtrisaient parfaitement. A ce propos Shampine (1998) remarque d'ailleurs que les innovations qui procurent des bénéfices évidents aux agriculteurs sont généralement adoptées rapidement par les agriculteurs sans intervention de l'Etat comme cela a été le cas lors de la Révolution Verte en Inde (voir les études de Foster et Rosenweig (1995) et de Besley et Case (1993, 1995)). Dans la même logique, Pannell *et al* (2005) soulignent que les fonds publics sont mieux utilisés lorsqu'ils financent la recherche agronomique que lorsqu'ils servent à subventionner l'utilisation ou à stimuler l'adoption d'une technologie qui intéresse peu les agriculteurs.

Comme cela a été vu précédemment, la diffusion des résultats des essais agronomiques des nouvelles technologies est essentiel pour stimuler les processus d'adoption des innovations en production agricole, notamment quand il s'agit de changements de pratiques radicaux. Cette diffusion d'information modifie la manière dont les agriculteurs perçoivent les performances des innovations, ce qui conditionne toutes leurs décisions ultérieures, à commencer par celle qui consiste à se renseigner à propos de ces innovations. Cette diffusion peut utiliser des supports écrits (revues techniques, magazines, revues scientifiques...) ou s'appuyer sur des opérations de démonstration sur champ.

Verser des subventions pour l'adoption d'innovations présente deux intérêts essentiels. Le premier est de stimuler l'expérimentation et l'adoption des agriculteurs qui joueront le rôle de précurseurs dans le processus de diffusion de ces innovations. L'idée est ici d'aider les producteurs dans leur phase d'apprentissage, ce qui favorise l'adoption de l'innovation des agriculteurs aidés et l'adoption de leurs voisins, de manière à amorcer le processus de diffusion. Ces subventions peuvent être interprétées comme le financement d'un bien public. Ces subventions peuvent être utilisées dans des logiques similaires à celles des aides transitoires à la conversion à l'agriculture biologique... Lorsque les agriculteurs sont averses face au risque ou font face à des contraintes particulières, ces subventions permettent de compenser en partie la prise de risque financière associée à l'adoption de la nouvelle technologie.

Il est important de noter que ces subventions ne doivent être que transitoires. Elles doivent servir à favoriser l'adoption et non à favoriser l'utilisation. Lorsque l'innovation apporte un bénéfice aux agriculteurs, ces derniers refusent ou retardent son adoption si son apprentissage est coûteux en matière d'expérimentation ou de risque. Dans ce cas, accorder des subventions relativement importantes aux adoptants précurseurs sur une courte période (celle correspondant à la durée de la phase d'apprentissage) s'avère plus efficace que d'accorder des subventions limitées sur longue période (Baerenklau, 2005). En outre, pour les innovations qui se diffusent facilement, ces subventions sont surtout utiles au début du processus de diffusion de l'innovation.

L'aide au financement du fonctionnement de structures tels que les GDA produit des effets similaires à ceux des subventions présentées ci-dessus. Plus ciblée sur la question de la coordination des comportements des agriculteurs, ces aides peuvent également être utilisées pour la gestion collective des populations d'espèces invasives, des phénomènes de résistance des déprédateurs susceptibles de se déplacer entre les exploitations... (Clark et Carlson, 1990 ; Wilson et Tisdell, 2001).

5.3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation

Comme cela a été vu précédemment, le rôle de l'information et du capital humain des exploitants est essentiel dans le processus de diffusion des nouvelles technologies de production agricole. Cependant, ce rôle est d'autant plus prépondérant dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques puisque ces pratiques :

- sont conceptuellement éloignées des pratiques conventionnelles,
- ne correspondent pas à l'application de simples routines,
- requièrent de bonnes connaissances agronomiques

et :

- requièrent une analyse soutenue du développement des cultures afin de permettre une adaptation des choix tactiques aux conditions climatiques et sanitaires en cours.

De manière générale, les pratiques économes en intrants chimiques sont considérées comme intensives en capital humain (stock de connaissances : formation et expérience) et en information (Khanna et Zilberman, 1997 ; Aldy, Hrubovcak, Vasavada, 1998).

En ce sens, le capital humain et l'information sont des facteurs de production nécessaires à l'adoption et à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques.

5.3.6.1. Relations entre formation/conseil et capital humain/information/temps de travail

Schématiquement, les agriculteurs utilisent cinq types d'information pour ajuster au mieux leurs décisions de production :

- de l'information sur les technologies de production disponibles, *i.e.* de l'information sur l'éventail des choix stratégiques possibles,
- de l'information sur les intrants,
- de l'information pour ajuster les principes d'action de ces technologies à leur exploitation (choix des cultures, choix des rotations, choix d'utiliser ou non le dépistage...), *i.e.* de l'information pour ajuster leurs choix stratégiques,
- de l'information pour ajuster leurs choix tactiques (résultats de dépistage, analyses de sols ou de cultures...)

et :

- de l'information sur les choix tactiques eux-mêmes (décider de traiter ou non...).

5.3.6.1.1. La production de l'information

L'information sur les technologies disponibles est produite par les instituts de recherche, les instituts techniques... La production et la diffusion de cette information sont essentielles pour que les agriculteurs aient une perception correcte des intérêts relatifs des technologies disponibles : innovations et technologies en place. Ce type d'information ne peut être produit par les agriculteurs eux-mêmes. En revanche les agriculteurs peuvent expérimenter ces technologies pour produire de l'information stratégique.

L'information sur les intrants est essentiellement fournie par les producteurs et distributeurs de ces intrants, même si elle est complétée par des expérimentations spécifiques. Les producteurs et distributeurs ont intérêt à produire et à diffuser l'information sur les produits qu'ils proposent puisque leur revenu dépend des ventes de ces produits. Dans le cas des pesticides, cette information est contrôlée au niveau des procédures d'homologation.

Les trois autres types d'information (information pour l'ajustement des stratégies de production, information pour l'ajustement des choix tactiques, choix tactiques eux-mêmes) peuvent être produits par les agriculteurs eux-mêmes.

Pour produire de l'information stratégique, les agriculteurs combinent quatre types d'intrants :

- les informations sur les technologies,
- des intrants achetés (intrants nécessaires aux expérimentations...),
- leur capital humain (connaissances agronomiques, expérience...),

et :

- du temps de travail (temps consacré aux expérimentations, temps d'analyse des informations obtenues).

Dans ce cas, le coût de l'information produite est la somme des coûts de ces intrants et, en cas d'expérimentation, du revenu (net) perdu sur les surfaces expérimentales.

Pour produire de l'information tactique ils peuvent utiliser des intrants plus variés. Dans le cas du dépistage, ils utilisent :

- des intrants achetés (du matériel de piégeage, des analyses de laboratoire...),
- leur capital humain (connaissances biologiques et agronomiques, techniques d'échantillonnage...)

et :

- du temps de travail (temps du dépistage).

Enfin, ils décident eux-mêmes de leur choix tactique en utilisant :

- l'information disponible pour les choix tactiques,
- leur capital humain (connaissances biologiques et agronomiques, connaissances des intrants chimiques, connaissance des seuils d'intervention...)

et :

- du temps de travail (temps de réflexion).

Dans tous les cas, les intrants utilisés pour la production de l'information sont complémentaires et nécessaires (dans le sens où tous doivent être utilisés pour la production de l'information). Bien entendu, la qualité de l'information produite dépend des quantités d'intrants utilisés (Wolf, Just et Zilberman, 2001).

5.3.6.1.2. Formation, conseil et production d'information

La formation a pour but d'accroître le capital humain de l'exploitant. En ce sens, elle complète son expérience et ses efforts d'acquisition d'information (achats de revues, consultation de résultats d'essais...). Elle permet donc d'accroître la qualité de l'information produite par l'agriculteur.

Le conseil peut revêtir des formes très diverses mais vise dans tous les cas à fournir de l'information aux agriculteurs. En ce sens, le conseil que se procurent les agriculteurs est un substitut d'une information qu'ils auraient éventuellement pu produire eux-mêmes. En fait, les agriculteurs utilisent du conseil lorsque :

- ce conseil est gratuit ou automatiquement fourni avec un intrant acheté, ce qui est le cas de l'information sur les intrants (Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002),
- le coût du conseil est inférieur au coût de production (sur les exploitations) de l'information,

ou :

- les contraintes des agriculteurs (capital humain limité ou temps de travail disponible limité) sont telles qu'il leur est impossible de produire l'information qu'ils souhaiteraient utiliser.

D'un point de vue économique, les deux dernières situations sont analogues. Un agriculteur qui n'est pas en mesure de produire une information est dans une situation similaire à celle d'un agriculteur dont le coût de production de l'information est très élevé (voire infini). Just *et al.* (2002) ont prouvé que les agriculteurs américains les mieux formés (au coût de production de l'information faible) ont moins recours à des services de conseil que les autres.

Dans tous les cas, il est important de souligner l'importance de la crédibilité du conseil reçu. De manière générale la construction de cette crédibilité repose sur la connaissance de la qualité du conseil reçu. Un agriculteur fera d'autant plus confiance à un conseiller que ce dernier connaît l'exploitation de l'agriculteur, fournit un service adapté et s'est déjà construit une bonne réputation sur la qualité de son conseil.

Pannell *et al.* (2005) montrent que des facteurs sociologiques (lieu d'habitation du conseiller...) interviennent également quant à la crédibilité de l'information fournie par un conseiller.

5.3.6.2. Formation, conseil et contexte économique

5.3.6.2.1. Les déterminants de la demande de conseil et de formation

Dans le cas où le contexte économique est tel que les agriculteurs souhaitent pouvoir adopter puis utiliser des pratiques économes en intrants chimiques, ces agriculteurs peuvent également être demandeurs en matière de conseil et de formation. Etant données les caractéristiques des technologies qu'ils souhaitent utiliser, les agriculteurs savent en effet qu'il leur faudra utiliser de l'information liée aux choix tactiques et stratégiques associés à ces nouvelles technologies.

De fait, les décisions d'expérimentation et d'adoption des innovations et les décisions en matière de formation et d'achat de conseil sont des décisions simultanées. Les coûts de formation et de conseil font partie intégrante de l'évaluation de l'intérêt des innovations technologiques par les agriculteurs. Aussi les pratiques économes en intrants chimiques ne peuvent se diffuser largement que si les agriculteurs ciblés :

- sont bien formés,
- ont des coûts de production des informations stratégiques et tactiques faibles

et/ou :

- disposent de services de formation ou de conseil peu onéreux.

Le Danemark était par exemple déjà doté d'un service public d'expertise en protection des cultures performant avant de mettre en place une politique ambitieuse de réduction de l'utilisation des pesticides (Brouwer, Terluin et Godeschalk, 1994). L'Australie a récemment profondément réformé l'organisation de son système de formation/conseil (*extension*) dans la même logique (Marsh et Pannell, 2000). Des questions similaires se posent aux Etats-Unis (Hanson et Just, 2001), notamment pour ce qui concerne le conseil pour l'agriculture biologique (Lohr et Park, 2003).⁷⁹

Dans une certaine mesure, la formation des agriculteurs et le conseil agricole sont des substituts : un agriculteur bien formé a moins de besoin de conseil. Ceci dit, la formation est un élément essentiel de toute politique visant à la réduction de l'utilisation des intrants chimiques. Il est nécessaire de former les conseillers agricoles et/ou les agriculteurs (voire les chercheurs).

5.3.6.2.2. Utilisation de pratiques économes en pesticides, conseil et organisation du travail

La question de l'utilisation des pratiques économes en pesticides est très liée à celle du travail, du capital humain et du conseil. Pour être correctement utilisées, ces pratiques requièrent en particulier des connaissances relativement importantes et du temps de travail, *i.e.* du temps de travail qualifié.

Ce travail qualifié peut être fourni par l'agriculteur lui-même auquel cas se pose la question des revenus d'opportunité. Pour devenir agriculteur, un jeune sait qu'il devra s'investir dans une formation de bon niveau. Il ne le fera que s'il a effectivement le goût du métier, mais également si le revenu qu'il estime pouvoir dégager de son activité agricole est comparable (ou supérieur) au revenu (maximum) qu'il pourrait obtenir en travaillant dans un autre secteur (revenu d'opportunité).

Le revenu agricole que ce jeune pourra obtenir dépend des rapports des prix des produits agricoles sur le prix des facteurs de production, de la technologie qu'il utilisera et de la taille de l'exploitation sur laquelle il pourra travailler (et éventuellement des aides qu'il percevra). Cette question se pose en terme de structure du secteur agricole et de productivité (en valeur) du travail agricole, productivité qui dépend du contexte de prix mais également des pratiques utilisées. Si les pratiques les plus rentables d'un point de vue économique ne permettent pas de dégager un revenu suffisant sur les exploitations disponibles, il sera difficile d'attirer des jeunes vers le métier d'agriculteur.

⁷⁹ Snapp, Blackie et Donovan (2003) analysent cette question pour le cas de l'agriculture africaine.

Le conseil permet de passer outre certains des problèmes évoqués ci-dessus. En effet, un conseiller offre une main d'œuvre qualifiée qui permet aux agriculteurs de ne pas avoir à se former sur certaines questions, le capital humain du conseiller remplaçant celui des agriculteurs. Il en est de même pour le temps de travail. Par exemple, un éleveur peut avoir une forte contrainte de temps, *i.e.* avoir peu de temps à consacrer à ses cultures (à se former ou à surveiller ses parcelles). Dans ce cas, il peut désirer s'adresser à un service spécialisé dans ce domaine qui le décharge de certaines tâches.

Cependant, l'agriculteur doit accepter de déléguer certaines décisions. Cette délégation existe par exemple à un niveau de décision important pour les éleveurs qui passent des contrats avec des entrepreneurs pour leurs productions végétales.

Dans ce cas, l'avantage des conseillers est de répartir leurs coûts fixes (notamment en terme de formation) plus facilement que les agriculteurs. Il convient cependant de noter que les agriculteurs ont généralement besoin des mêmes services sur les mêmes périodes. Ceci limite le marché potentiel des conseillers et entrepreneurs, notamment pour les plus spécialisés d'entre eux.

5.3.6.2.3. Nouvelles demandes en matière de conseil et de formation : le rôle potentiel du secteur privé

Si des mesures d'incitation économique étaient mises en place pour la réduction de l'utilisation des pesticides, la demande de conseil et de formation pour l'adoption et l'utilisation de pratiques économes dans ces intrants serait stimulée dans le sens où les agriculteurs pourraient consentir à payer ces services, tout au moins en partie.⁸⁰

L'étude du cas du dépistage a montré que si le prix des pesticides est suffisamment élevé, certains agriculteurs trouveraient intéressant de se procurer les services de dépisteurs professionnels. Selon la logique des institutions induites de Hayami et Ruttan (1985, 1998), ceci suggère la possibilité de la mise en place d'un marché du dépistage. Un tel marché fonctionne déjà depuis longtemps aux Etats-Unis, ce qui montre que si la demande des agriculteurs est suffisante des services de dépistage peuvent voir le jour sans aides particulières. Cet exemple prouve par ailleurs qu'il n'existe pas d'obstacle structurel à la mise en place de ce service par une entreprise privée. La formation agricole est, dans une certaine mesure, dans ce cas. Cette condition n'est pas toujours satisfaite.

Dans une logique d'économie des fonds publics, l'Etat ne doit pas agir sur un marché qui fonctionne correctement sans son intervention (comme ce peut être le cas du marché du dépistage).

Or, il existe des biens pour lesquels une demande existe sans qu'ils soient pour autant produits. Ils ne peuvent faire l'objet d'un marché. Dans ce cas, le secteur public doit fournir ce bien, si toutefois il est possible de les produire à des coûts qui justifient cette production (*i.e.* les bénéfices engendrés par la consommation de ce bien doivent excéder leurs coûts de production). Dans une certaine mesure, les conseils pour utilisation de pratiques respectueuses de l'environnement entrent dans ce cadre. Les fournir à des prix raisonnables (voire gratuitement dans certains cas) aux agriculteurs permet à ces derniers d'adopter des pratiques génératrices d'un bien difficilement valorisable sur le marché : la qualité de l'environnement.

Hanson et Just (2001) recensent les défaillances du marché pouvant justifier l'intervention du service public pour stimuler ou gérer la production du conseil et de la formation agricole.⁸¹ Certaines de ces défaillances sont liées à la nature même du conseil agricole :

- *Informations à caractère public.* Certaines formes de conseil fournissent des informations qui ont des caractéristiques de bien public. Par exemple, la recherche agronomique produit des technologies de production qui ne peuvent faire l'objet de brevets puisqu'elles ne sont que des ensembles de principes d'action. Aucune entreprise privée n'a intérêt à s'investir dans ce domaine dans la mesure où elle serait dans l'incapacité de vendre son produit. Dans la même logique, les informations fournies sur les niveaux des populations de déprédateurs ou leurs

⁸⁰ Plusieurs pays se sont déjà engagés sur la voie de la privatisation des services de conseil agricole dont le Royaume-Uni (Dancey, 1993) et les Etats-Unis (Hanson et Just, 2001).

⁸¹ Voir également Bennett (1996).

prévisions dans une petite région agricole sont des informations qui ont des caractéristiques de biens publics. Elles sont utiles aux agriculteurs de cette région puisque ces derniers pourraient consentir à les payer, ne serait-ce que pour ajuster leurs calendriers de dépistage et cibler précisément certains déprédateurs. Une entreprise privée pourrait produire cette information mais ne pourrait en tirer un bénéfice. En effet, les agriculteurs pourraient se coordonner pour que l'un d'entre eux achète ces informations et les partage avec les autres. Ceci justifie pleinement le fonctionnement de structures telles que les SRPV.

- *Asymétrie d'information sur la qualité des informations.* Lorsque la qualité de l'information fournie est connue de son producteur mais non de son acheteur, il est possible que le bien ne puisse être vendu. En effet, l'acheteur craint alors que le vendeur profite de son avantage en vendant une information de mauvaise qualité. Ce problème classique est connu sous le nom de marché des *lemons*⁸² (Salanié, 1999). Ce problème concerne ici essentiellement les jeunes conseillers, voire les nouvelles entreprises de conseil.
- *Informations invérifiables.* Ce problème est très lié au précédent. En effet, un acheteur ne se procurera pas un bien s'il n'en connaît pas la qualité et s'il sait qu'il lui sera impossible de la vérifier (dans un délai ou à des coûts raisonnables).

Dans le cas où l'information fournie par un conseiller est de qualité vérifiable (*i.e.* dans le cas d'un dépisteur), si l'agriculteur et le conseiller envisagent d'entretenir une relation de long terme, le conseiller aura intérêt à fournir de l'information de bonne qualité afin de bâtir sa réputation. Sachant cela, l'agriculteur client aura confiance dans la qualité de l'information qu'il achète. Dans ce contexte aider le conseiller (directement ou en subventionnant le service auprès des agriculteurs) dans la phase de construction de sa réputation peut être utile.

Dans le cas où la qualité de l'information fournie ne peut être vérifiée que dans un avenir trop lointain, elle doit être fournie par une institution qui a solidement établi sa réputation, réputation difficile à acquérir pour une entreprise privée.

Afin de répondre à ces défaillances du marché du conseil, les pouvoirs publics ont diverses alternatives allant de la mise place de structures publiques offrant des services gratuits jusqu'au financement d'entreprises privées offrant des services de conseil payants, en passant par la mise place de services publics offrant des services payants ou le financement public d'entreprises privées offrant des services de conseil gratuits. Le choix de la forme la plus efficace est un exercice difficile qui dépasse largement le cadre de ce rapport.⁸³

Les autres défaillances du marché du conseil agricole citées par Hanson et Just (2001) sont liées à la structure de la demande et de l'offre du conseil agricole. Elles sont spécifiques aux pays étudiés car elles dépendent de la répartition géographique des exploitations et de la structure des services privés et publics de conseil en terme de concurrence (monopoles locaux, discrimination ...) et d'organisation interne (économies d'échelle et de gamme).

5.3.7. Le rôle de l'agro-fourniture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires

Dans les discussions que nous avons pu avoir au sujet des pesticides, le rôle de l'agro-fourniture sur la demande des pesticides par les agriculteurs est souvent avancé comme une cause importante de l'importante consommation de pesticides, si ce n'est du « verrouillage » technologique de la protection phytosanitaire vis-à-vis des pesticides.

Cette question a récemment été abordée par les économistes à travers l'analyse de relation entre la vente de pesticides et le conseil phytosanitaire (voir également le chapitre 1.).

⁸² Voitures d'occasions.

⁸³ Sur le plan général cette question est abordée par Laffont et Tirole (1993) et par Hanson et Just (2001) pour le cas des services de conseil agricole.

Par exemple, Wiebers, Metcalf et Zilberman (2002) à partir d'une étude sur un échantillon de producteurs de tomates californiens montrent l'influence des vendeurs de pesticides sur les pratiques de protection phytosanitaire des agriculteurs. Ils montrent que les vendeurs tendent à donner des prescriptions en faveur de l'utilisation des pesticides, et ce d'autant plus que les agriculteurs conseillés sont peu formés.

Lichtenberg et Velderman Berlind (2005) obtiennent des résultats similaires sur un échantillon de producteur de grandes cultures dans le Maryland.

Ces résultats vont bien évidemment dans le sens de politiques visant à éliminer la liaison existant entre le conseil phytosanitaire et la vente des pesticides, politique depuis longtemps proposée par van den Bosch (Hall and Moffitt, 2002). Cependant, techniquement la question est difficile. Il est en effet difficile de contrôler que le vendeur de pesticides se contente juste de donner de l'information sur ses produits et non sur l'état sanitaire des parcelles.

Il est cependant certain que le prix des pesticides joue un rôle important sur la relation agriculteur/vendeur. Un agriculteur cherchant à diminuer sa consommation de pesticides onéreux se tournera plus volontiers vers un conseiller dont le revenu ne dépend pas (directement ou non) de la vente de ces produits. Certes une baisse de la consommation de pesticides serait préjudiciable à l'agro-fourriture, notamment en terme d'emplois. Mais il convient également de remarquer que cette baisse de la demande de pesticides s'accompagnerait d'un accroissement de la demande de conseil phytosanitaire, donc d'opportunités en terme d'emplois.

D'autres mécanismes sont parfois évoqués pour illustrer les freins imposés par l'agro-fourriture sur la diffusion des pratiques économes en intrants chimiques. Par exemple, il est évident que les distributeurs de semences ont peu intérêt à distribuer des semences résistantes à certains déprédateurs s'ils distribuent également les pesticides permettant de lutter contre ce déprédateur.

Des comportements reposant sur la même logique ont reçu récemment beaucoup d'attention de la part des économistes. Il s'agit des semences génétiquement modifiés pour être résistantes à certains herbicides. Ces études portent cependant surtout sur l'offre de ces produits au niveau des industries phytosanitaires et des production de semences. De notre point de vue, l'absence d'études plus spécifiques sur cette question révèle une lacune de la littérature scientifique actuelle, tout au moins de celle que nous avons consultée.

Le même constat s'impose quant au rôle de l'industrie agro-alimentaire et de la (grande) distribution alimentaire (notamment pour les produits frais) sur l'utilisation des pesticides par les agriculteurs.

Il semble qu'en Europe tant l'industrie agro-alimentaire que la (grande) distribution alimentaire jouent un rôle en faveur d'une utilisation moindre de pesticides par les agriculteurs. Cependant, une seule étude a été trouvée à ce sujet (Levidow et Bijman, 2002). Elle met surtout en évidence le rôle de la grande distribution sur des marchés de niche tels que ceux des produits issus de l'agriculture biologique, voire de l'agriculture raisonnée.

En travaillant spécifiquement sur le stockage des produits agricoles, Lichtenberg et Zilberman (2002) montrent cependant que la moindre utilisation de pesticides, et notamment de fongicides de conservation, va à l'encontre des tendances lourdes des exigences de l'aval de l'agriculture en matière de priorité aux produits « zéro défaut », à la longue conservation et à un approvisionnement régulier.

5.3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique

5.3.8.1. Les pratiques de référence : protection ou production intégrée

Puisque les agriculteurs comparent les bénéfices qu'ils peuvent retirer de l'utilisation des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides, les caractéristiques des pratiques de référence (conventionnelles) sont essentielles pour comprendre les choix des agriculteurs.

L'analyse de l'utilisation des techniques de dépistage a par exemple montré que ces dernières sont d'autant plus intéressantes que les opportunités offertes en matière d'économies de pesticides ou d'opportunités d'utiliser à bon escient ces produits sont importantes. De même, lorsque les agriculteurs utilisent habituellement une stratégie de protection préventive, voire systématique, leurs rendements et revenus dépendent peu des aléas phytosanitaires. Aussi, changer de stratégie de lutte contre les ennemis des cultures peut impliquer une prise de risque (même lorsque la nouvelle stratégie est maîtrisée) que certains agriculteurs peuvent légitimement vouloir éviter.

Les pratiques de référence sont également importantes pour comprendre les différences pouvant exister entre différents pays en ce qui concerne l'utilisation des techniques de la lutte ou de la production intégrée. Les Etats-Unis ont choisi de plus ou moins « séparer » les différentes questions liées aux pratiques visant à réduire les pollutions d'origine agricole. S'ils ont considéré en priorité le problème de l'érosion des sols, leurs nouvelles priorités semblent maintenant être l'utilisation des techniques de la lutte intégrée, et à un degré moindre l'utilisation raisonnée des fertilisants et de l'eau d'irrigation. En Europe, considérer séparément les différents éléments de la production agricole que sont la fertilisation, la protection phytosanitaire, les variétés utilisées, les dates de semis ou l'irrigation, semble difficile, notamment dans le cas des productions de grandes cultures. En effet, les pratiques conventionnelles européennes s'appuient justement sur les complémentarités existant entre ces éléments. Ceci explique probablement pourquoi les principales recherches européennes dans ce domaine concernent plus la production intégrée que la seule protection intégrée. En effet, diminuer l'utilisation des pesticides sans diminuer au préalable le risque phytosanitaire semble difficile. A risque phytosanitaire donné, les pesticides ont peu de substituts. Les pratiques conventionnelles américaines en matière de production de grandes cultures sont moins intensives. Elles exploitent donc moins ces complémentarités, ce qui permet de considérer la protection phytosanitaire de manière isolée, tout au moins plus facilement.

Le cas des cultures spéciales semble moins « tranché » de ce point de vue. Certaines d'entre elles sont pérennes ce qui limite les possibilités d'ajustements cultureux. Il semble néanmoins que dans le cas de certaines de ces cultures, les opportunités offertes par la seule protection intégrée soit relativement prometteuses. Dans tous les cas, les recherches menées pour la réduction de l'utilisation des pesticides dans ce secteur (et les producteurs de ce secteur) semblent beaucoup miser sur la protection intégrée, tant en Europe qu'aux Etats-Unis.

5.3.8.2. Contexte économique et utilisation des techniques de protection/production intégrée

De manière générale, les techniques de la lutte intégrée ou de la production intégrée sont peu utilisées en France et en Europe.

Les recherches menées dans ce domaine montrent que même, si ces techniques permettent toujours de diminuer le coût des intrants chimiques, des pesticides en particulier, ces techniques ne permettent généralement pas d'améliorer les rendements. Souvent ces techniques tendent à diminuer les rendements ce qui fait que les marges brutes obtenues en production conventionnelle et en production (protection) sont souvent comparables, tout au moins dans le contexte économique actuel. Par ailleurs, la production (protection) intégrée génère des coûts spécifiques liés à un accroissement du travail de l'exploitant (pilotage, formation...) ou à des dépenses spécifiques (analyses, formation...). Parfois même, ces pratiques accroissent certains coûts implicites, notamment lorsqu'elles impliquent une variation accrue des rendements et donc du revenu.

Aussi, d'un point de vue économique, la rentabilité des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles est loin d'être démontrée, notamment pour ce qui concerne les pratiques de protection phytosanitaire. Ceci peut être lié à un défaut de maîtrise de ces pratiques par les agriculteurs. Même les agronomes avec qui nous avons pu discuter insistent sur le fait que les pratiques à bas niveaux d'intrants sont encore en phase de développement, et doivent encore être « optimisées ». Ceci peut être également lié au fait que beaucoup d'agriculteurs n'ont pas (encore) les

connaissances nécessaires à la maîtrise de ces pratiques. L'accès limité à un conseil adapté est également un frein à l'utilisation de ces pratiques. Les études américaines confirment ces arguments.

Elles montrent que les techniques de la protection intégrée sont d'autant plus utilisées que l'Etat considéré a fait des efforts en matière de recherche. Ces mêmes études montrent également que les agriculteurs les mieux formés et les plus insérés dans les réseaux de conseil utilisent plus les techniques de la lutte intégrée que les autres. Ces arguments sont de poids en ce qui concerne l'évolution demandée aux agriculteurs européens. Le changement technologique que constitue l'abandon de la production conventionnelle européenne pour la production intégrée est un changement radical. Ces arguments justifient à eux seuls la mise en place d'une politique de recherche, de conseil et de formation ambitieuse dans ce domaine. De même, ils plaident en faveur d'une politique de long terme.

Mais les explications relatives à cet état de fait ne sont pas que techniques ou liés à la formation et à l'information des agriculteurs, elles sont également économiques : si les pratiques alternatives ne sont pas plus rentables que les pratiques conventionnelles, alors cela veut dire que les pratiques conventionnelles sont encore les plus rentables. Ce tautologisme peut prêter à sourire mais peut résumer la situation actuelle : le contexte économique actuel ne semble pas encore suffisamment favorable à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques.

Les chiffres du tableau 3.10. montrent que l'utilisation de production biologique est autant développée que celle de production intégrée, bien que la production biologique soit plus contraignante que la production intégrée. Ceci s'explique par le fait que l'agriculture biologique est subventionnée dans certains pays mais également par le prix de vente plus élevé des produits de l'agriculture biologique par rapport à ceux de l'agriculture intégrée ou conventionnelle. Les recherches sur les pratiques à bas niveaux d'intrants en grandes cultures ont été stimulées par la réforme de PAC de 1992, par anticipation de la baisse du prix de ces produits. La plupart d'entre elles montrent que ces pratiques sont d'autant plus rentables que les prix des produits agricoles sont bas. En raisonnant en termes de rapports de prix, ceci indique également que les pesticides sont encore relativement trop bon marché pour justifier des changements importants en matière de stratégie de protection phytosanitaire. En tout état de cause, il semble que le contexte économique actuel ne « stimule » pas encore suffisamment la demande des agriculteurs européens en matière de pratiques économes en pesticides.

5.3.8.3. Intervention publique et incitations économiques

Bien entendu ces arguments peuvent être utilisés pour justifier des subventions à l'utilisation des techniques de la protection ou de la production intégrée, ces subventions servant à combler le déficit de rentabilité des techniques que l'Etat cherche à faire utiliser. Le recours à cette solution s'avère très coûteuse tout au moins si elle est utilisée à long terme et à grande échelle. Elle est coûteuse car elle suppose que l'utilisation des pratiques subventionnées soient définies *a priori* et contrôlées. Elle est également coûteuse car elle a tendance à « figer » le comportement des agriculteurs. Les agriculteurs doivent suivre le cahier des charges qui est lié au versement de la subvention. Or, aucun cahier des charges ne peut être adapté au contexte de chaque exploitation, tout au moins s'il est suffisamment simple pour que son respect puisse être contrôlé à des coûts raisonnables. Il est donc souvent préférable de laisser aux agriculteurs le choix des solutions techniques adaptées à leur exploitation.

Le rôle de l'Etat est dans ce contexte d'une part d'aider les agriculteurs *via* la production de pratiques adaptées (recherche), la formation et la fourniture de certaines formes de conseil et d'autre part d'assurer que le contexte économique amène les agriculteurs à utiliser des pratiques respectueuses de l'environnement.

Or un contexte économique qui incite les agriculteurs à utiliser des pratiques économes n'est pas seulement un contexte où l'utilisation de ces pratiques est subventionnée, ce peut également être un contexte où le prix des pesticides est élevé. Une politique de taxation des pesticides aurait plusieurs avantages. Tout d'abord elle est peu coûteuse à mettre en place d'un point de vue administratif (voir la partie 5.4). Ensuite, elle stimule la demande des agriculteurs pour l'ensemble des techniques

permettant de réduire l'utilisation des pesticides. Enfin, elle laisse toute liberté aux agriculteurs de choisir les techniques qui leur conviennent le mieux et qui conviennent le mieux à leur exploitation, ce que ne permet pas une politique de subventions pour l'utilisation des techniques de protection et/ou production intégrées. Bien entendu, cette politique peut s'avérer coûteuse pour les agriculteurs. Mais une politique de soutien direct peut être mise en place pour compenser les effets négatifs des taxes sur le revenu des agriculteurs. En outre, la taxation des pesticides est d'autant moins dommageable au revenu agricole qu'elle est mise en place progressivement et qu'elle est accompagnée d'une politique de recherche, formation et conseil efficace.

Les économistes ne sont pas contre l'utilisation des subventions par principe. Ils considèrent simplement que dans ce cas précis, la mise en place de taxes sur les pesticides permet d'aboutir à court terme aux mêmes résultats qu'une politique de subvention mais pour un coût bien moindre pour la société dans son ensemble. Une simple l'analyse coût/bénéfice montre qu'un système de taxation est préférable à un système de subventions.⁸⁴

Ceci dit, si les subventions ne semblent pas être des instruments efficace pour stimuler l'utilisation de pratiques économes en intrants chimiques, verser des subventions pour faciliter l'adoption de ces innovations semble tout à fait efficace. En effet, l'adoption de ces innovations nécessite une période d'apprentissage relativement coûteuse. De plus, l'adoption de ces innovations donne lieu à des processus de diffusion par apprentissage mutuel. Ces subventions peuvent stimuler l'expérimentation et l'adoption des agriculteurs qui joueront le rôle de précurseurs dans le processus de diffusion de ces innovations. En outre, lorsque les agriculteurs sont averses face au risque ou font face à des contraintes particulières, ces subventions permettent de compenser en partie la prise de risque financière associée à l'adoption de la nouvelle technologie.

Il est important de noter que ces subventions ne doivent être que transitoires. Elles doivent servir à favoriser l'adoption et non à favoriser l'utilisation. Lorsque l'innovation apporte un bénéfice aux agriculteurs, ces derniers refusent ou retardent son adoption si son apprentissage est coûteux en matière d'expérimentation ou de risque. Dans ce cas, il convient d'accorder des subventions relativement importantes aux adoptants précurseurs sur une courte période (celle correspondant à la durée de la phase d'apprentissage et au début du processus de diffusion de l'innovation).

La politique de taxation et celle de recherche, formation et conseil sont complémentaires. La taxation accroît la rentabilité relative des techniques économes en intrants. Elle diminue l'intérêt économique des pratiques basées exclusivement sur l'utilisation des pesticides et par là-même stimule la demande de techniques alternatives, par exemple en accroissant la valeur économique du dépistage. La politique de recherche vise à produire des innovations et à accroître la rentabilité relative des techniques alternatives à l'utilisation de pesticides. La politique de formation vise à accroître le capital humain nécessaire à la maîtrise des techniques de la protection et de la production intégrées. Celle de conseil vise à fournir directement des informations aux agriculteurs, ce qui évite à ces derniers de les produire eux-mêmes. Aussi, la politique de formation et de conseil tend à diminuer les coûts implicites associés à l'utilisation de techniques de protection ou de la production raisonnée : elle facilite la production d'informations au niveau de l'exploitation et/ou fournit directement des informations aux exploitants. Ceci améliore l'efficacité du travail des agriculteurs en matière de conception et de pilotage des pratiques culturales et/ou diminue la quantité de travail à fournir par les agriculteurs.

⁸⁴ En outre, les politiques de taxation des intrants polluants ont de meilleures propriétés à long terme que les politiques de subvention pour la réduction de l'utilisation de ces intrants (voir la partie 5.4).

5.4. Régulation des pollutions par les pesticides

5.4.1. Remarques introductives

5.4.1.1. Méthodologie

Les parties 1 à 3 se sont basées sur une analyse de la littérature scientifique. Cette partie adopte une autre approche. Elle se propose d'utiliser les résultats scientifiques existants pour poser les grands principes d'une politique, relativement simple à mettre en œuvre, de régulation des pollutions par les pesticides. L'approche est donc maintenant essentiellement normative.

A l'exception notable de celles de Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997)⁸⁵ et de Lichtenberg (2004), peu d'études traitent de la régulation des pesticides dans un cadre général. La plupart des études scientifiques sur la régulation des pesticides s'attachent à analyser les relations entre un instrument de régulation particulier et un aspect particulier des pollutions par les pesticides. L'analyse des choix de politiques environnementales dans un contexte général sont soit théoriques, soit adaptées à d'autres types de pollutions (voir, *e.g.*, Bovenberg et Goulder, 2002) pour les effets des taxes environnementales). Présenter les résultats publiés nous auraient conduits à présenter un catalogue de mesures plus ou moins adaptées au cas des pesticides⁸⁶ sans tenir compte des interactions entre ces mesures ou à reproduire les synthèses théoriques existantes traitant de la régulation des pollutions en général.⁸⁷

Il est donc préférable de synthétiser les acquis scientifiques de l'analyse des politiques de régulation environnementale au travers de l'application de ces résultats au cas particulier des pesticides. Ce choix méthodologique représente un exercice délicat. Il est en effet aisé d'omettre l'explicitation de certains raisonnements qui sont considérés comme des acquis d'un point de vue disciplinaire mais qui ne sont pas immédiats pour des non-spécialistes, notamment pour ce qui concerne les notions utilisées en l'économie publique (voir, *e.g.*, Laffont, 1991a ; Salanié, 1998 ; Bontems et Rotillon, 2003). Nous évitons cet écueil, dans la mesure du possible, en décrivant progressivement le fonctionnement des principaux mécanismes économiques auxquels nous faisons appel.

La première partie a montré que, comme le choix des objectifs environnementaux, le choix des politiques de régulation des pollutions est *in fine* un choix politique. Dans ce contexte, nous avons décidé de systématiquement rappeler les avantages et les inconvénients, et de bien décrire qui sont les « perdants » et les « gagnants » de chaque instrument de régulation proposé, quitte à répéter certains éléments présentés dans la première partie de ce chapitre, de manière à ce que nos choix soient aussi transparents que possible.

⁸⁵ Cette étude n'est pas publiée dans une revue scientifique mais fait l'objet d'un rapport commandé par l'UE dans le cadre de la seconde phase du programme « Possibilités pour une politique européenne environnementale à propos des produits de la protection des plantes ». A. Oskam est un économiste néerlandais reconnu, spécialiste de la question des pesticides. Cette étude offre une large revue critique des instruments de politique mobilisables pour la régulation des pesticides. Basée sur les mêmes fondements théoriques que ceux de ce chapitre, la plupart des conclusions du rapport de Oskam, Vijftigschild et Graveland (et de ses recommandations pour l'UE) se retrouvent ici.

⁸⁶ Les politiques de régulation environnementale du secteur agricole sont étudiées plus spécifiquement dans Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002), Carlson, Zilberman et Miranowski (1993) et Lichtenberg (2002).

⁸⁷ Définir la forme des instruments que les pouvoirs publics doivent mettre en œuvre afin d'atteindre un objectif donné au moindre coût est un des principaux objets de recherches des micro-économistes de l'économie publique (Laffont, 1991 ; Salanié, 1998), notamment ceux spécialisés en l'économie de l'environnement (Helfand, Berck and Maull, 2003). Les fondements essentiels des politiques de régulation environnementale sont présentés par Baumol et Oates (1988), Bonnieux et Desaignes (1998), Kolstadt (2000) ou Bontems et Rotillon (2003). Ses développements théoriques récents sont exposés dans les articles de synthèse réunis par Mäler et Vincent (2003).

Ce chapitre montre qu'il est possible de définir de grands principes pour le choix des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur une base objective : celle qui consiste à atteindre des objectifs environnementaux fixés au moindre coût pour la société.⁸⁸

Bien entendu, l'analyse présentée ici s'appuie dans une large mesure sur les résultats et les notions présentés dans les trois parties précédentes.

5.4.1.2. Instruments et politiques de régulation, quelques définitions

Dans toute la suite, les termes « instrument » ou « mesure » de politique sont utilisés pour désigner un « outil » que l'Etat utilise pour atteindre un objectif précis. Par exemple, la procédure d'homologation des pesticides est l'instrument que les pouvoirs publics utilisent pour que les produits mis en marché ne puissent être responsables d'atteintes graves à la santé humaine et à l'état de l'environnement. De même, le versement d'aides directes aux agriculteurs est une mesure destinée à soutenir le revenu de ces derniers. Le terme de « politique » désigne l'ensemble des instruments (ou mesures) employé(e)s par l'Etat pour atteindre un ensemble d'objectifs précis.

La notion d'objectif est ici primordiale. En effet, les débats entourant le choix des politiques de régulation des problèmes environnementaux sont souvent rendus confus parce que si un instrument permet d'atteindre un objectif, cela se fait souvent au détriment d'autres objectifs. Par exemple, subventionner l'utilisation de pratiques économes en pesticides permet de réduire les pollutions par ces produits. Mais l'utilisation de subventions se fait au détriment des finances publiques, donc soit au détriment d'autres projets financés par l'Etat (à budget constant), soit au détriment des contribuables (lorsqu'il est nécessaire d'augmenter les prélèvements publics).

Dans une très large mesure, nous utiliserons le théorème de Tinbergen (1952) qui peut être ainsi résumé : un instrument par objectif. Bien entendu, si certaines mesures ou instruments permettent d'atteindre plusieurs objectifs simultanément alors il convient d'utiliser ces synergies.

De même, la cohérence entre l'ambition des objectifs environnementaux et l'horizon temporel auquel ces objectifs sont susceptibles d'être atteints est essentielle. Plus les objectifs fixés seront ambitieux, plus il sera nécessaire d'envisager l'utilisation de politiques de long terme afin de tenir compte du délai d'adaptation du secteur agricole et de pouvoir saisir les opportunités offertes par l'évolution d'autres secteurs.

Comme cela a été vu dans la partie 3, les pratiques agricoles économes en pesticides (et en fertilisants) sont des pratiques intensives en travail qualifié. Aussi, concilier agriculture et environnement requiert des modifications assez profondes des méthodes de production agricole, du métier de l'agriculteur et du conseil agricole qui ne pourront se mettre en place que progressivement, sous l'influence d'une politique publique active de recherche, de développement et de conseil ainsi que sous l'influence de certaines évolutions du secteur privé (marché du conseil...). Les instruments de politique doivent être mis en œuvre progressivement afin d'accompagner et de favoriser ces modifications.

5.4.1.3. Les objectifs de cette partie

Le premier objectif de cette partie est de montrer que, pour peu que la société s'en donne les moyens et (surtout) le temps, des objectifs ambitieux en terme de réduction des pollutions par les pesticides peuvent être atteints. Le second objectif est de décrire les principes sur lesquels doit s'appuyer une politique de régulation des pesticides, tout au moins d'un point de vue économique.

⁸⁸ Enfin, ce point étant lié aux deux précédents, certains des instruments de régulation envisagés pourront paraître « purement théoriques », si ce n'est irréalistes car « politiquement irrecevables ». En effet, l'optique adoptée dans cette partie consiste à présenter ce qui pourrait être fait compte-tenu des contraintes et/ou opportunités économiques existantes et non ce qui est « politiquement » possible, si tant est qu'il soit possible de le définir. Il convient cependant de rappeler que le domaine de ce qui est « possible » dépend largement de l'horizon temporel dans lequel ce domaine est défini.

Ce paragraphe présente brièvement ces principes. Ces derniers seront présentés plus en détail et discutés dans la suite de cette partie.

Dans cette optique, la logique de la politique danoise est exemplaire du point de vue de sa cohérence. En outre, elle constitue un cas concret et s'intègre dans une large mesure aux instruments mis en place par la PAC. Au delà des modalités de sa mise en œuvre (progressivité, expertise, objectifs mesurables...), la cohérence de la logique de la politique danoise tient en trois points :

- elle met en œuvre un ensemble d'instruments, chacun d'entre eux étant défini pour répondre à un (ensemble) d'objectif(s) donné(s) et mis en place à une échelle géographique pertinente et à un horizon temporel raisonné,
- elle s'appuie sur un ensemble d'instruments dont les effets sont souvent « synergiques » et
- les niveaux des instruments utilisés peuvent être adaptés en fonction des arbitrages définis par la société. En d'autres termes, la politique proposée est flexible.

Néanmoins, cette partie ne sera pas pour autant un simple plaidoyer en faveur de l'application « copie conforme » de la politique danoise à l'agriculture française et européenne. La politique danoise est simplement un exemple sur lequel il est possible de s'appuyer, tout en l'adaptant au contexte considéré.

Le but premier de cette partie est de montrer que les mécanismes, notamment les mécanismes économiques mis en jeu par cette politique sont suffisamment généraux pour être utilisés dans un autre contexte. Le second est de montrer qu'une politique de cette forme ne remet pas en cause les politiques déjà en place en France ou dans l'UE pour la régulation des pollutions d'origine agricole et la régulation des marchés agricoles, mais qu'elle peut s'y intégrer sans difficulté particulière.

5.4.1.3.1. L'objectif de réduction des pollutions et les instruments associés

Du point de vue de la réduction des pollutions, les instruments centraux de la politique présentée sont :

- un système de taxation visant à inciter la réduction globale de l'utilisation des pesticides,
- une politique active en terme de recherche et de conseil pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides

et :

- un ensemble d'instruments mis en œuvre à une échelle limitée pour tenir compte de spécificités locales (zones sans pesticides, développement de l'agriculture biologique...) ou, éventuellement, de la spécificité de certaines productions (maraîchage, horticulture, productions fruitières, viticulture).

La politique de taxation joue un rôle central ici. Elle vise deux objectifs (très liés), d'une part inciter les agriculteurs à diminuer leurs utilisations de pesticides en augmentant le rapport de prix des intrants à celui des produits, d'autre part à stimuler leur demande de pratiques économes en pesticides. Ces deux effets de la taxe renforcent les effets des politiques de recherche et de conseil mises en place par ailleurs, ainsi que les effets des instruments visant à l'adoption ou à l'utilisation de pratiques économes en pesticides. En outre, le revenu de la taxe permet de financer, tout au moins en partie, les coûts des autres instruments.

Afin d'accompagner le rythme de l'évolution de la recherche, du conseil et donc des pratiques des agriculteurs, l'instauration du système de taxes incitatives doit être progressive. Le niveau des taxes doit être accru progressivement et de façon programmée, l'évolution du niveau des taxes devant être contingent aux résultats obtenus.

La taxation incitative des pesticides a pour but d'atteindre des objectifs minimaux de réduction des pollutions par les pesticides. Lorsque cela est nécessaire, *i.e.* pour la protection des zones les plus sensibles aux pollutions par les pesticides, d'autres instruments peuvent être mis en œuvre conjointement : des instruments réglementaires comme l'interdiction de l'utilisation de pesticides dans

certaines zones particulièrement sensibles ou des instruments d'incitation à l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Cet ensemble d'instruments est vraisemblablement celui qui permet d'atteindre des objectifs environnementaux géographiquement hétérogènes au moindre coût.

Utiliser le seul instrument de la taxe nécessiterait en effet des taux de taxe très élevés pour atteindre les objectifs dans les zones sensibles, sauf à mettre en place des taxes différenciées par zones qui posent d'autres problèmes.⁸⁹ Une taxe très élevée serait inutilement coûteuse pour les agriculteurs hors zones sensibles. A l'opposé, n'utiliser qu'un système de normes et de mesures d'incitations positives (subventions et contrats plus spécifiques) locales aurait été inutilement coûteux d'un point de vue administratif (contrôle des normes et du respect des contrats) et du budget de l'Etat (coût du contrôle des normes, coût des subventions pour l'emploi de pratiques économes en pesticides). Ces points seront développés par la suite.

La création de zones « sans pesticides » sous-entend une adaptation importante de la part des agriculteurs concernés. Cette adaptation ne peut être que progressive et peut éventuellement être accompagnée par des aides spécifiques transitoires. De nombreux dispositifs peuvent être imaginés dans cette optique.

Enfin, cette politique articulée autour de l'utilisation d'instruments généraux visant à atteindre des objectifs minimaux à grande échelle et de l'emploi d'instruments spécifiques visant à atteindre des objectifs plus ambitieux localement est de plus en plus partagée par les économistes spécialistes des pollutions d'origine agricole (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Lichtenberg, 2004 ; Bonnieux, Dupraz, Latouche et Pech, 2004).

De plus, elle s'intègre au cadre défini par l'UE en matière de politique agri-environnementale. En effet, l'UE peut co-financer la compensation des pertes de revenu des agriculteurs à qui il est demandé d'atteindre des objectifs environnementaux plus importants que ceux requis *a minima*. En outre, une telle politique est cohérente avec les accords de l'OMC (Organisation Mondiale du Commerce) sur les échanges agricoles.

Cependant, il est important de remarquer que le fait que les agriculteurs reçoivent ou non ces compensations spécifiques en raison de particularités locales doit être déconnecté des mesures mises en œuvre pour atteindre les objectifs environnementaux. Ce point important est abordé dans le paragraphe suivant, il est relatif à la répartition du coût de la réduction des pollutions aux différents membres de la société.

5.4.1.3.2. Le compromis « social » et les instruments associés

Il est clair que la politique de régulation mise en place au Danemark est source de pertes de revenus pour les agriculteurs de ce pays, et ce même si on considère que la recherche et le conseil permettent de réduire l'effet des taxes et des interdictions instaurées sur les revenus agricoles.

D'une manière générale, le problème soulevé est celui de la répartition du coût de la réduction des pollutions entre les différents membres de la société, *i.e.* la nature du compromis recherché pour la société une fois les instruments de réduction des pollutions choisis, étant entendu que ce coût doit en principe inférieur aux bénéfices de la réduction des pollutions.⁹⁰ Ce compromis concerne les revenus des agriculteurs, le budget de l'Etat (les contribuables), l'amont et l'aval de l'agriculture...

⁸⁹ L'Etat de Californie a utilisé des taxes différenciées selon les sites d'utilisation pour certains désinfectants du sol (Lichtenberg, 2002). Les coûts de contrôle liés à l'utilisation de taxes différenciées par région sont cependant potentiellement importants, les agriculteurs des régions à taux de taxes faibles pouvant acheter des pesticides pour les revendre aux agriculteurs des régions à taux de taxes élevés (Lichtenberg, 2004).

⁹⁰ Même si ces bénéfices sont difficilement « chiffrables ».

Les débats actuels et passés sur la régulation des pollutions d'origine agricole se focalisent généralement sur le coût supporté par le secteur agricole lors de la mise en place des politiques de régulation, et notamment la taxation. Ces débats aboutissent souvent à « préconiser » des niveaux de taxation très bas donc non incitatifs, quand ce n'est pas à un abandon pur et simple du principe de la taxation, pour « préserver » le secteur agricole. Il existe certainement d'autres moyens de préserver le secteur agricole que de baisser les niveaux des taux de taxation.

En effet, si une taxe incitative est mise en place (objectif de réduction des pollutions) et que l'Etat a pour objectif de préserver le revenu des agriculteurs (un autre objectif) alors, conformément au théorème de Tinbergen (1952), il doit utiliser un autre instrument.

L'Etat danois compense les effets de la taxe sur le revenu des agriculteurs par des exonérations des taxes foncières. Mais d'autres instruments de soutien du revenu agricole peuvent être utilisés. Si l'objectif est de préserver le revenu des agriculteurs (quelles que soient les motivations ou les justifications de cet objectif), alors l'instrument le plus efficace est le versement de transferts forfaitaires (*lump sum transferts*) aux agriculteurs. On notera que cette logique est celle de la réforme de la PAC de Juin 2003. Si l'objectif est de préserver l'occupation du sol, alors l'instrument le plus efficace est le versement d'aides à l'hectare utilisé en agriculture. Les économistes spécialisés dans le domaine de l'économie publique ont toujours plaidé en faveur de la mise en place de ces transferts forfaitaires car ils permettent de séparer les objectifs d'efficacité des politiques d'intervention de l'Etat de celui de la distribution des revenus au sein de la société (e.g., Bovenberg et Goulder, 2002).

Bien entendu, le montant de ces transferts forfaitaires dépend du compromis recherché par la société, *i.e.* du partage du coût de la réduction des pollutions entre les membres de la société. Ce compromis est essentiellement de nature politique.

Dans le cas d'une politique de régulation telle que celle présentée ci-dessus, l'ensemble des membres de la société participe à la charge de la réduction des pollutions lorsque le revenu de la taxe ne permet pas de financer entièrement les politiques d'accompagnement de la taxe (recherche, conseil, subventions...).

De même, cette politique pourrait avoir un effet significatif sur le prix des produits agricoles en raison de son effet négatif sur les niveaux de production agricole, tout au moins à court terme. Cette hausse de prix ferait alors participer les consommateurs et utilisateurs des produits agricoles à la charge de la politique de régulation. Cette hausse de prix serait plus importante si cette politique devait être appliquée à l'échelle de l'UE que si elle devait être appliquée à l'échelle de la France.

Cependant, à moyen et long terme, cette hausse de prix des produits agricoles sera atténuée, d'une part par l'adoption de pratiques adaptées par les agriculteurs, d'autre part sous l'effet des importations de produits agricoles étrangers.⁹¹

En outre, l'idée de partage de la charge de la réduction des pollutions peut également en partie passer par le marché des produits agricoles. En effet, les consommateurs les plus concernés par les problèmes de pollution peuvent vouloir participer activement au financement de la lutte contre la pollution. Les préférences spécifiques de ces consommateurs peuvent s'exprimer par l'achat de produits dont ces consommateurs savent qu'ils sont produits selon leurs attentes. Cela suppose néanmoins l'existence de labels crédibles. L'Etat peut mettre en place des instruments visant à la création et à la promotion de ces labels, ou tout au moins à renforcer leurs objectifs dans ce domaine. L'utilisation de ces instruments est activement développée en Californie ou aux Pays-Bas. Une telle politique est envisagée au Danemark. Son avantage est double : celui de permettre à certains consommateurs

⁹¹ Ne sont pas considérées ici les politiques commerciales applicables dans ce cas pour lutter contre l'importation de produits agricoles contenant éventuellement plus de pesticides que ceux produits en France ou dans l'Union Européenne. Cette question est assez délicate et déborde largement du cadre de l'expertise définie ici. Par ailleurs, de nombreux travaux traitent de cette question. Disons simplement que le cœur du problème se situe au niveau de la légitimité d'obstacles à l'entrée au motif que les produits importés ne seraient pas soumis aux mêmes contraintes en matière de protection phytosanitaire. Le problème est analogue pour, par exemple, les normes sociales. Par ailleurs, il renvoie de manière générale à la question des niveaux de développement différents selon les pays.

d'exprimer leurs préférences tout en leur permettant de participer au financement des politiques de réduction des pollutions *via* l'achat de produits plus onéreux. Le cas des produits issus de l'agriculture biologique paraît particulièrement pertinent dans ce cas. En effet, s'il est possible d'assurer qu'un produit ne contient pas de résidus de pesticides, il est plus difficile d'assurer que le producteur a agi dans le respect de l'environnement ou des « bonnes pratiques agricoles ».

En outre, s'il est avéré que beaucoup de consommateurs achèteraient ce type de produits s'ils avaient été informés des avantages qu'il y a à développer leur production, des campagnes d'information ou de sensibilisation pourraient être mises en place.⁹²

Cependant, il est important de noter ici que la préservation de qualité de l'environnement ne peut être efficacement financée par des seules contributions volontaires. En effet, un environnement de qualité est un bien public dont la gestion dans l'intérêt général requiert l'intervention de l'Etat (voir, *e.g.*, Bonnieux et Desaignes, 1998 ; Salanié, 1998).

Le reste de cette partie développe les arguments en faveur de la politique de régulation présentée ici, après avoir précisé le contexte dans lequel cette politique a été définie.

5.4.2. Le cadre d'analyse retenu

5.4.2.1. Les objectifs généraux à atteindre

Les politiques à mettre en place pour la régulation des pollutions dépendent :

- des objectifs environnementaux à atteindre
- de l'échelle à laquelle elles sont mises en œuvre.

Ici nous partirons du cas de politiques de régulation mises en œuvre à l'échelle de la France. En fait, l'analyse du problème est pratiquement la même que l'échelle considérée soit la France ou l'UE. Les différences apparaissent essentiellement au niveau des effets de ces politiques sur les équilibres de marché, quantités produites, demandées, importées et exportées, et sur les prix de marché.

De même, il sera considéré que les objectifs environnementaux à atteindre sont relativement élevés dans le sens où :

- la situation environnementale doit être corrigée sur l'ensemble du territoire concerné, même si cette correction réclame des efforts d'importance variable selon les lieux, au niveau de la qualité de l'eau notamment

et :

- les objectifs de régulation visent à la réduction de la présence des pesticides et de leurs résidus dans les produits agricoles.

L'adaptation des politiques de régulation à des objectifs environnementaux moins ambitieux sera abordée à la fin de cette partie.

5.4.2.2. Les cibles des instruments de régulation et le niveau de ces cibles

5.4.2.2.1. Les cibles des instruments de régulation

Puisque les problèmes de pollutions sont engendrés par un excès d'émissions polluantes, l'objet essentiel des instruments de régulation dans ce domaine est d'inciter à la réduction des émissions polluantes à hauteur des dommages qu'elles engendrent. Ceci résulte de l'application d'un principe garant de l'efficacité économique de l'intervention : il convient d'adapter les instruments de régulation à leur cible, *i.e.* les dommages des pollutions.

⁹² En outre, une politique de réduction des pollutions par les pesticides à l'échelle de l'UE (ou de la France), peut rendre crédible des labels tels « Produit dans l'UE = produit avec peu de pesticides » si les conditions de la traçabilité de ces produits est assurée.

Les impacts des pesticides sur l'environnement naturel (eau, faune et flore sauvages) sont générés par un grand nombre d'entreprises. De plus, les niveaux des pollutions émises dépendent à la fois des caractéristiques des entreprises, des caractéristiques du matériel qu'elles utilisent, des caractéristiques du milieu dans lequel elles sont émises et de la date à laquelle elles ont été émises.⁹³ Enfin la valeur des dommages engendrés par ces pollutions dépend des conflits d'usage de l'environnement, ces derniers variant géographiquement.

Les dommages des pesticides sur l'environnement naturel sont hétérogènes dans l'espace, ceux qui touchent la santé humaine dépendent essentiellement d'une part de la quantité et de la qualité des pesticides utilisés et d'autre part des produits agricoles concernés (frais, transformés, alimentation animale), que les résidus de ces pesticides se trouvent dans l'eau ou sur les produits agricoles.⁹⁴

Adapter les instruments de politiques à chacun des cas rencontrés est donc potentiellement non seulement prohibitivement coûteux, mais tout simplement impossible sur la base des connaissances actuelles.

Aussi⁹⁵, étant donné que les pesticides sont par essence des produits toxiques et donc que toute matière active utilisée est susceptible de créer des dommages, les deux leviers d'action considérés ici sont :

- la réduction de la toxicité et de l'éco-toxicité des produits mis sur le marché

et :

- la réduction de l'utilisation des pesticides autorisés, et ce d'autant plus que ces pesticides sont toxiques et/ou utilisés dans des zones où ils sont susceptibles de créer d'importants dommages.

Le premier levier (réduction de la toxicité) est d'ordre qualitatif, le second (réduction de l'utilisation) est d'ordre quantitatif. Les mesures visant à réduire les pollutions par les pesticides cherchent donc à modifier les comportements, dans le premier cas des producteurs de pesticides et des agriculteurs, dans le second cas des agriculteurs.

Cette approche tend à occulter le rôle des mesures visant à limiter les transferts des pesticides dans l'environnement naturel. Ce parti pris est plus lié à des questions d'ordre pratique et budgétaires qu'à une sous-évaluation du problème des transferts. Ce choix résulte simplement de ce que :

- la réduction des utilisations diminue mécaniquement les transferts, ce qui justifie l'utilisation d'instruments généraux visant à réduire l'utilisation des pesticides,
- il existe des mesures simples de limitation des transferts à l'échelle d'une exploitation : le dispositif des bandes enherbées en est un, tout comme les normes sur le matériel de pulvérisation,
- la protection des zones sensibles aux pesticides requiert une intervention spécifique, la question des transferts peut en faire partie

et :

- les effets des transferts de pesticides dépendent de la toxicité et de l'éco-toxicité de ces produits (et de leurs conditions d'utilisation) : adapter les mesures par « classes » de produits phytosanitaires permet de tenir compte, au moins pour partie, des phénomènes de transferts.

En résumé, il semble que l'utilisation conjointe d'instruments de réduction de l'utilisation des pesticides :

- adaptés localement lorsque nécessaire, et
- adaptés par classe de toxicité et d'écotoxicité des pesticides

permette d'obtenir une précision d'intervention satisfaisante, tout au moins pour adapter les mesures de régulation au niveau des dommages engendrés par les pesticides.

⁹³ Une pollution émise par de nombreux agents avec des effets locaux est dite diffuse.

⁹⁴ Cette caractéristique différencie le problème des pollutions par les pesticides de celui des pollutions par les fertilisants.

⁹⁵ Conformément à l'analyse présentée en 5.1.2.4.1.

5.4.2.2. Les niveaux des cibles

Concrètement, les objectifs chiffrés de la politique de régulation doivent être définis selon des critères quantitatifs précis (nombre d'applications, quantité de matière active...). Les pays ayant mis en œuvre des politiques actives dans le domaine des pesticides (Pays-Bas et Danemark) ont commencé par se donner des objectifs en terme de réduction de tonnage de matière active en classant les pesticides par grande fonction (herbicides, insecticides...). Dans un deuxième temps, ils se sont fixés des objectifs plus précis.

Le Danemark poursuit actuellement des objectifs en terme de réduction des fréquences d'application des pesticides classées par fonction (herbicides, fongicides...). Il est question de donner une dimension plus environnementale à ces objectifs, notamment en hiérarchisant les objectifs de réduction de l'utilisation des différents pesticides en fonction de leur toxicité/écotoxicité, i.e. par classes de toxicité/écotoxicité plutôt que par fonction.

La définition de critères pour la France peut utilement s'appuyer sur les expériences danoise et norvégienne (voir la section 5.1.4.).

Les objectifs généraux

Les problèmes liés à la définition de ces critères sont que :

- les molécules concernées sont très nombreuses, tout comme les formulations dans lesquelles elles sont vendues

et :

- deux pesticides utilisés dans le même but par les agriculteurs peuvent avoir des poids de matière active, des doses d'application, des niveaux de toxicité/écotoxicité et des prix très différents.

Cependant, notamment en s'inspirant de l'exemple norvégien (voir la sous-section 5.1.4.1.), il est possible de définir des objectifs raisonnables en termes de réduction quantité des pesticides par classe de toxicité/écotoxicité, pourvu que certaines précautions soient prises.

Nous considérerons ici que les grands types de pesticides (herbicides, fongicides...) peuvent être répartis par classes de toxicité/écotoxicité et qu'un objectif de réduction a été assigné pour chacun de ces types. Bien entendu, les objectifs de réduction sont plus contraignants pour les pesticides les plus toxiques/écotoxiques. Les objectifs doivent être fixés en termes de fréquence d'application, de poids de matière active, voire de dépenses de pesticides⁹⁶... selon l'avis des agronomes et des experts en toxicologie/écotoxicologie.

Ceci dit, l'utilisation de ces critères et objectifs suppose que les pratiques des agriculteurs soient connues et suivies avec précision. Cette information devrait être recueillie de manière systématique, d'une part pour évaluer la situation initiale et d'autre part pour suivre l'évolution de cette dernière. Une information de bonne qualité est nécessaire pour un pilotage de qualité.

Les objectifs pour les zones sensibles aux pesticides

Les objectifs généraux définis ci-dessus correspondent à des *minima*. Il convient de les compléter par des objectifs pour les zones sensibles. Le premier travail à effectuer consiste alors à définir ces zones. Une zone sensible aux pesticides est une zone où l'utilisation de ces produits peut être très dommageable principalement :

⁹⁶ Ce point sera abordé plus bas.

- parce que cette zone est d'intérêt écologique (zone Natura 2000...),
et/ou :
- parce que cette zone est caractérisée par des conflits d'usage importants : bassin de collecte d'eau destinée à la production d'eau potable (protection des périmètres de captage...), zone péri-urbaine...

Comme cela sera vu plus loin, de nombreux arguments plaident en faveur d'objectifs « zéro utilisation » de pesticides dans ces zones. Ces arguments tiennent essentiellement aux possibilités de contrôle des pratiques, les pratiques « sans pesticides » étant beaucoup plus faciles à contrôler que l'« utilisation raisonnée » des pesticides. Pourtant, ces objectifs peuvent s'avérer très coûteux pour certains secteurs agricoles, notamment dans le cas des cultures spéciales.

Par suite, s'il convient sans doute de définir des zones à « zéro utilisation de pesticides » dans les cas les plus délicats, il est possible de définir des objectifs moins contraignants pour certaines zones. Là encore l'avis des agronomes, des écologues et des experts en toxicologie/écotoxicologie doit être sollicité.

A ce stade de l'analyse, il est intéressant de remarquer que la définition des « zones sensibles aux pesticides » peut, tout au moins dans une certaine mesure, recouper celle de « zones sensibles aux pollutions par les fertilisants », voire celle des « zones sensibles à l'irrigation ». Ceci tient à ce que la sensibilité d'une zone géographique aux transferts de pesticides ou à des éléments fertilisants dépend des caractéristiques pédo/climatiques de cette zone, de la proximité d'aquifères ou d'écosystèmes fragiles (zones humides). De même, l'utilisation de l'irrigation, des pesticides et des fertilisants est souvent conjointes.⁹⁷

Cette remarque montre que la définition coordonnée des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole ou de l'utilisation de l'eau est très vraisemblablement préférable à des approches polluant par polluant.

5.4.3. Choix des instruments : coûts de transaction et régulation par les prix versus les quantités

L'objectif de cette section est d'analyser les avantages et inconvénients des différents instruments utilisables pour la réduction de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. La question de la toxicité/écotoxicité des pesticides sera pour l'instant mise entre parenthèses. Elle sera à nouveau abordée dans la suite.

Deux arguments essentiels conduisent au choix de la forme de la politique proposée. Il s'agit d'une part des avantages comparés des mécanismes d'incitation des différents instruments de régulation utilisables dans ce contexte (en particulier de la régulation par les prix *versus* par les quantités) et d'autre part des coûts administratifs liés à la mise en place d'instruments adaptés à chaque région, culture ou exploitation.

Le premier argument tient aux avantages du système de taxation, en tant qu'instrument de régulation pour l'obtention des objectifs *a minima* et en tant qu'« éperon » de l'ensemble des autres mesures qui pourraient être mises en place.

Le second argument explique essentiellement pourquoi il est très coûteux pour le budget de l'Etat d'utiliser des instruments tels que des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides ou des quotas de pesticides par exploitation sur l'ensemble du territoire concerné par la régulation.

⁹⁷ Le cas des régions à forte concentration d'élevage fait figure d'exception ici.

L'analyse comparée des mécanismes d'incitation des différents instruments de régulation est l'objet de la micro-économie de la régulation des pollutions (voir, *e.g.*, Baumol et Oates, 1988 ; Bonnieux et Desaignes, 1998 ; Mäler et Vincent, 2003 ; Bontems et Rotillon, 2003). Cette analyse ne sera pas présentée en détail ici dans la mesure où elle est relativement abstraite.⁹⁸ Les éléments essentiels de cette analyse seront développés plus en détail dans les sections suivantes, *i.e.* lors de la présentation des avantages et inconvénients des systèmes de taxation, des interdictions locales de l'utilisation des pesticides...

Nous nous intéressons dans un premier temps à l'analyse des coûts administratifs des principaux instruments dont l'utilisation est envisagée dans la suite dans la mesure où ces coûts sont maintenant considérés comme décisifs dans la définition des instruments de régulation des pollutions d'origine agricole (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Lichtenberg, 2004 ; Bonnieux, Dupraz, Latouche, et Pech, 2004). Cette analyse se fonde principalement sur l'analyse des effets des coûts de transaction développée par Williamson sur le choix de politiques publiques (voir, *e.g.*, Williamson, 1985 et 2000 ; Falconer et Withby, 1999 ; Bonnieux et Dupraz, 1999).

Il existe plusieurs types de coûts de transaction.⁹⁹ Nous nous ne considérons ici que les coûts administratifs de la mise en place des instruments de régulation. Nous n'évoquerons pas le coût des subventions versées aux agriculteurs sur le budget de l'Etat, le coût des taxes pour l'agriculteur, ... Ces coûts dépendent des instruments eux-mêmes, ils ne dépendent pas des modalités de leur mise en œuvre concrète. De même, nous n'évoquerons pas dans un premier temps la question de la compensation éventuelle des agriculteurs, conformément à notre approche objectif par objectif. Le premier objectif des instruments visant à réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs est la régulation des pollutions par les pesticides.

5.4.3.1. Les instruments considérés et leurs principaux mécanismes incitatifs

Nous considérerons ici les trois principaux types d'instruments envisagés pour réguler les pollutions dus aux pesticides :

- la taxation (instrument d'incitation économique) : taxation ici homogène pour tous les agriculteurs,
- les approches contractuelles : ici nous considérerons le cas le plus simple, celui des subventions pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides adaptées en fonction des conditions pédo-climatiques, des systèmes de production et du zonage décrit précédemment (zones plus ou moins sensibles aux pesticides),
- les approches réglementaires (*command-and-control*) : quotas d'utilisation des pesticides, l'interdiction totale d'utilisation étant un cas particulier de cette approche (quota nul). Ces quotas sont adaptés en fonction des conditions pédo-climatiques et du zonage décrit précédemment.

Concrètement, les approches contractuelles considérées ici s'intègrent parfaitement dans le cadre du dispositif actuel des mesures agri-environnementales.¹⁰⁰

⁹⁸ Elle nécessiterait la définition d'instruments de politique dont l'utilisation n'est pas envisageable en pratique. Par exemple, des instruments tels que les marchés de droits à polluer ou les taxes différenciées par zone géographique peuvent avoir un intérêt pédagogique pour l'identification des sources d'inefficacités des politiques de régulation. Ils n'ont que peu d'intérêt dans le présent contexte.

⁹⁹ Par exemple, dans le cadre des politiques contractuelles, les asymétries d'information entre le régulateur et les agriculteurs sont à l'origine d'inefficacités économiques. En effet, si le régulateur était parfaitement informé et pouvait utiliser cette information lors de la définition et de la mise en œuvre des contrats qu'il propose aux agriculteurs, les contrats proposés seraient efficaces. La mesure monétaire de l'inefficacité de la régulation en présence d'asymétrie d'information, *i.e.* la perte subie par la société liée à l'utilisation d'une politique du second rang plutôt qu'une politique de premier rang, peut être interprétée comme une mesure des coûts de transaction générée par les asymétries d'information (Salanié, 1998).

¹⁰⁰ Le cas d'approches volontaires plus élaborées que celle présentée ici est envisagé dans la section 5.4.9.

Les pratiques économes en pesticides considérées ici sont celles développées dans la partie 3 : lutte chimique raisonnée contre les ennemis des cultures, lutte intégrée contre les ennemis des cultures (variétés résistantes, insectes auxiliaires...) ou production intégrée (rotations culturales, objectifs de rendements moins dépendants de la lutte chimique..., production biologique).

Le cas des quotas d'utilisation des pesticides est plus spécifique (et même assez « théorique » comme cela sera discuté plus bas). Il pourrait être mis en œuvre selon la procédure suivante. Au début de chaque campagne les agriculteurs déclarent leurs assolements. Des autorisations d'achats de pesticides tenant compte de l'assolement déclaré, des conditions pédo-climatiques et du zonage leur sont alors délivrées. Ces dernières sont nécessaires pour tout achat de pesticides.

5.4.3.1.1. Les mécanismes incitatifs à l'œuvre

Dans le cas de la taxation, le régulateur prélève une taxe pour accroître le prix des pesticides et laisse les agriculteurs libres de s'adapter comme ils le souhaitent à ce nouveau contexte économique (de prix).

Dans le cas de la régulation par quotas d'utilisation ou par subvention de l'emploi des pratiques économes en pesticides, le régulateur définit les règles d'utilisation de ces produits et s'assure que ces règles sont respectées. Dans le cas des quotas, le non-respect du quota donne lieu à une pénalité. Dans le cas des « bonnes » pratiques subventionnées, l'agriculteur ne reçoit la subvention que s'il a effectivement adopté les bonnes pratiques.¹⁰¹

Le quota d'utilisation est un instrument est coercitif dans la mesure où la règle s'impose à l'agriculteur.¹⁰²

Le fonctionnement des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides possède des caractéristiques des mécanismes de la taxation et des quotas. En effet, comme la taxation, la subvention s'appuie sur un mécanisme d'incitation économique. Dans le cas des pratiques subventionnées, l'agriculteur cherchera à adopter les pratiques économes en pesticides pour bénéficier de la subvention. Dans le cas de la taxation, l'agriculteur cherchera à réduire ses utilisations de pesticides pour diminuer l'impact négatif de la taxe sur son revenu.

Le versement de la subvention n'est pas suffisant pour assurer l'utilisation des « bonnes » pratiques. Comme dans le cas des quotas d'utilisation, il est nécessaire que le régulateur contrôle l'emploi des pratiques subventionnées. L'agriculteur n'a aucun intérêt économique, en l'absence d'un système de contrôle/sanction dissuasif, à effectivement employer les « bonnes pratiques », il peut simplement prendre les subventions et ne pas changer ses pratiques.

Aussi, dans le cas de l'utilisation des pratiques subventionnées comme dans le cas des quotas d'utilisation, un système de contrôle/sanction suffisamment dissuasif est nécessaire pour s'assurer du respect de la règle édictée ou des termes du contrat adopté.

Par rapport aux subventions discutées ici, nous introduisons deux remarques afin d'éviter toute confusion.

Dans un premier temps, il convient de distinguer les subventions versées pour utilisation de pratiques bien définies (celles considérées ici) et des « subventions » visant à compenser les effets sur le revenu des agriculteurs d'un instrument de régulation particulier (par exemple une taxe ou une interdiction portant sur l'utilisation des pesticides). Dans le second cas, les sommes versées sont des compensations, un instrument ayant pour objectif le soutien des revenus agricoles alors que les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides sont des instruments d'incitation économique.

¹⁰¹ Un autre mécanisme peut être utilisé : l'agriculteur reçoit d'abord la subvention, mais il lui est demandé de reverser cette subvention (éventuellement avec une pénalité) dans le cas où le contrôle aurait montré qu'il n'a pas adopté la « bonne » pratique. Dans les deux cas, l'incitation est la même : l'agriculteur adopte la pratique pour bénéficier de la subvention, selon une logique de « récompense ». Ces mécanismes mettent en œuvre des structures d'incitation équivalentes.

¹⁰² Ce dernier peut être compensé des pertes que lui fait subir un quota contraignant mais cela ne change rien au principe de fonctionnement de l'instrument.

De même, distinguer les subventions pour utilisation (celles considérées ici) des subventions pour adoption de bonnes pratiques est essentiel. Les subventions pour adoption ont pour but d'accélérer ou de faciliter un changement de pratiques (voir la partie 5.3). Les subventions pour adoption visent à faciliter une transition technologique, elles doivent donc n'être que transitoires. L'idée essentielle est ici qu'une fois maîtrisées, ces pratiques continueront à être utilisées par les agriculteurs. Les subventions pour utilisation ne sont en principe pas transitoires, elles visent à faire utiliser des pratiques qui ne sont pas rentables sans subventions.

5.4.3.1.2. Le problème du contrôle

Le problème du contrôle du respect des cahiers des charges contractualisés ou des normes édictées est souvent passé sous silence dans la mesure où toute sanction est associée à une fraude. A la régulation par les quantités sont donc souvent préférées des politiques de « codes de bonnes pratiques » valorisant la bonne volonté et l'honnêteté des agents visés.

Il n'en reste pas moins que dans le domaine de la protection de l'environnement (comme dans de nombreux autres domaines comme la sécurité routière ou l'impôt sur le revenu) le respect des règles édictées ne va pas de soi. Par exemple, le rapport de la Cour des Comptes (2002) est particulièrement sévère à l'égard des contrôles des Installations Classées d'élevage en Bretagne. Celui de la Cour des Comptes Européennes (2005) à propos des mesures agri-environnementales co-financées par l'EU dresse le même type de constat.

En n'instaurant pas de système de contrôle suffisamment dissuasif, l'Etat donne implicitement un signal en faveur d'une sous-estimation des problèmes d'environnement. De fait, les atteintes à l'environnement semblent ne pas être jugées suffisamment graves pour justifier des contrôles fréquents et/ou des sanctions élevées. Dès lors tout est réuni pour que l'incitation à appliquer les règlements soit faible, certainement parce que la crainte de la sanction est faible, mais vraisemblablement également parce les producteurs ne se sentent pas coupables de faute grave. Cet effet peut d'ailleurs être amplifié par une logique analogue à celle du passager clandestin. Sans nier l'effet global de son secteur de production sur l'environnement, un agriculteur peut juger que ses propres émissions polluantes sont insignifiantes. De même, un agriculteur qui n'utilise que des produits homologués peut sous-estimer les effets de ces produits sur l'environnement.

Les coûts liés à l'application des instruments de régulation par les quantités (quotas, interdictions, contrats spécifiques...) sont fréquemment sous-estimés, pour ne pas dire simplement passés sous silence. Mais comme cela vient d'être vu, les faits tendent à prouver qu'il est nécessaire d'instaurer un système de contrôle/sanction dissuasif, via des pénalités et/ou des fréquences de contrôle suffisantes. Dans le cas de la régulation environnementale, le caractère incitatif passe nécessairement par une fréquence de contrôle élevée dans la mesure où il est difficile d'envisager des pénalités qui vont très au-delà du dommage causé.

Dans ce contexte, le système de taxation limite *a priori* les risques de fraude. Il nécessite néanmoins un contrôle au niveau des exploitations frontalières, au niveau des importateurs et des producteurs de pesticides. Ces contrôles peuvent être limités en fréquence dans la mesure où les fraudes en matière fiscale peuvent donner lieu à de lourdes sanctions.

5.4.3.2. Les coûts administratifs de la mise en œuvre des instruments

Ici nous ne considérerons que les coûts de la mise en œuvre des instruments proposés, *i.e.* ceux supportés par le régulateur (l'Etat ou l'institution à laquelle l'Etat a délégué le pouvoir de régulation) et ceux supportés par les agents économiques concernés. Les agriculteurs supportent des coûts liés à la recherche d'information sur les contrats proposés ou sur la réglementation mise en place, aux démarches administratives... Les distributeurs, importateurs et producteurs de pesticides supportent des coûts de gestion liés au système de taxation. L'Etat supporte les coûts de l'élaboration (expertise, négociation des instruments...) et de l'évaluation des mesures (suivi des pratiques et compilation des

données recueillies...), les coûts de l'information des agents concernés, le coût de gestion de la mise en œuvre des instruments (prélèvements des taxes, versement des subventions, délivrance des autorisations...) et les coûts liés aux systèmes de contrôle/sanction (coût des contrôleurs, coût de gestion du système...).

Ces coûts sont décrits dans le tableau 5.4-1. pour les instruments considérés.¹⁰³ Le niveau agrégé des coûts donne une idée des coûts globaux de chaque rubrique. Il n'est renseigné que lorsqu'il existe et le nombre de "+" doit être comparé sur une ligne et non le long d'une colonne. En outre le nombre de "+" est un indicateur qualitatif, un coût noté "++" est simplement plus important qu'un coût noté "+" mais moins qu'un coût noté "+++". Il est à noter que l'évaluation et le suivi pour la conformité ne concernent que la conformité aux objectifs en terme de quantités de pesticides utilisées, et non en terme d'effets environnementaux.

Globalement, il est évident que le coût administratif de la taxation des pesticides est nettement inférieur au coût administratif des mesures pour favoriser l'emploi de pratiques économes en pesticides et du système de quotas. L'intérêt de la taxe par rapport au système de quotas tient essentiellement à la simplicité de la gestion du système de taxation : ses coûts d'élaboration et surtout ses coûts de contrôle sont limités.

Les estimations du coût du fonctionnement du dispositif des mesures agri-environnementales européennes montrent que ces instruments sont très coûteux (Falconer et Withby, 1999 ; Falconer, Dupraz et Withby, 2001). Pour 1€ versé aux agriculteurs dans le cadre de ce dispositif, 1€ doit être dépensé par les institutions en charge de ces mesures (ou l'agriculteur lui-même).¹⁰⁴ Falconer, Dupraz et Withby (2001) montrent cependant que les coûts administratifs de ces mesures pourraient diminuer en exploitant des rendements d'échelle. Actuellement, les institutions européennes ont à gérer l'administration de centaines de contrats différents, chacun d'entre eux ne concernant qu'un nombre limité d'agriculteurs. Un nombre plus important d'adoptants et une gamme plus réduite de contrats permettrait de répartir certains coûts fixes. De même, ces contrats sont relativement nouveaux, une période d'apprentissage est certainement nécessaire pour une gestion efficace de leur administration (par les institutions concernés et les agriculteurs). Une plus grande expérience de ces contrats permettrait de réduire certains coûts.

5.4.3.3. L'arbitrage entre les coûts administratifs et la précision d'intervention de la régulation

La combinaison d'instruments de la politique proposée permet, tout au moins dans une certaine mesure, d'éviter l'arbitrage lié à l'utilisation d'un seul type d'instrument (taxation uniforme, système de quotas ou subventions pour l'emploi de pratiques respectueuses de l'environnement). Combiner ces instruments de manière à exploiter les qualités respectives de chacun d'entre eux est le premier avantage de cette politique.

¹⁰³ Cette présentation s'inspire de celles de Falconer et Withby (1999) et Bonnieux et Dupraz (1999).

¹⁰⁴ On peut objecter ici que ces coûts peuvent être à l'origine d'emplois. Cet argument n'a pas grand sens dans la mesure où l'objet de cette partie est justement de montrer qu'une grande partie de ces coûts pourraient être éliminés par un choix de mesures de régulation plus judicieux. L'argent dépensé de cette manière pourrait donc être employé de manière beaucoup plus pertinente, ne serait-ce que pour le financement d'emplois beaucoup plus utiles pour la société.

Tableau 5.4-1. Coûts administratifs de mise en œuvre des instruments de régulation

Coûts	Taxation		Subventions		Quotas	
	Niveau agrégé	Déterminants des coûts	Niveau agrégé (si majorité d'adoptants)	Déterminants des coûts	Niveau agrégé	Déterminants des coûts
Expertise pour élaboration (régulateur)	+	Nombre de pesticides	+++	Nombre de contrats, leur nature, de zones "sensibles"	++	Nombre de zones "sensibles", de pesticides
Négociation pour élaboration (régulateur)	++	Nombre de pesticides. Niveau de la taxe	++	Nombre de contrats, leur nature, de zones "sensibles"	++	Nombre de zones "sensibles", de pesticides. Niveau des quotas
Evaluation et suivi de la conformité						
Pour le régulateur	++	Nombre d'exploitations	+	Nombre d'exploitations hors dispositif	+	Nombre d'exploitations
Pour les agriculteurs	Si enquête	(Enquêtes pour utilisation des pesticides et modification de pratiques)	Si enquête	(Les pratiques et les utilisations de pesticides des exploitations dans le dispositif déjà connues)	Si enquête	(Enquêtes pour modification de pratiques uniquement, utilisations réglementées)
Coûts administratifs						
Pour le régulateur	+(+)	Nombre de pesticides, d'importateurs et producteurs, (Calcul et gestion du système de compensation)	++	Nombre de mesures, d'exploitations dans le dispositif	+++	Nombre d'exploitants, de pesticides
Pour les agriculteurs			+	Nature des mesures adoptées	+	Systèmes de production
Pour les importateurs/producteurs	+	Nombre de pesticides				
Pour les vendeurs					+	Nombre de pesticides, nombre d'exploitants
Coût du contrôle	+	Nombre de pesticides, d'importateurs, producteurs. Frontières	++	Nombre de mesures, nombre d'exploitations dans le dispositif	++	Nombre de vendeurs et d'exploitations, nombre de pesticides. Frontières

5.4.3.3.1. Taxes et coûts administratifs

Du point de vue des coûts administratifs, la politique de taxation est intéressante en tant qu'instrument à mettre en place à grande échelle. Cet instrument doit être utilisé pour atteindre les objectifs fixés *a minima* de réduction de l'utilisation des pesticides car il est dans ce cas le moins coûteux à mettre en place. Les autres instruments devant intervenir lorsque des objectifs plus ambitieux doivent être atteints.

Cet avantage des taxes est renforcé par le fait que les taxes peuvent facilement être différenciées selon le niveau de toxicité des pesticides, voire en fonction des cultures considérées.

5.4.3.3.2. Le rôle des approches réglementaires

L'étude des coûts administratifs des mesures menée ci-dessus montre que le système de quotas est très coûteux à gérer. Il nécessite beaucoup de transferts d'informations entre les agriculteurs, les vendeurs de pesticides et le régulateur.

Appliqué globalement, un système de quotas s'expose éventuellement à des problèmes d'échanges de pesticides entre agriculteurs. Cette pratique est très difficile (donc très coûteuse) à contrôler. Le contrôle *ex ante* du quota est quasiment impossible : un agriculteur soumis à des quotas très contraignants de pesticides peut acheter des pesticides à un agriculteur moins contraint par ses quotas. De même, *ex post* s'il est relativement aisé de contrôler (après application) que les pesticides ont été appliqués en respectant le quota fixé.

Souvent cette pratique ne pose pas de problème en soi, elle peut même être gage d'efficacité. Cette propriété des quotas échangeables s'applique dans le cas des pollutions ambiantes (gaz à effets de serre...). Dans ce cas, l'identité et la localisation de ceux qui réduisent leurs émissions importent peu pourvu que le niveau de concentration ambiante des polluantes soit réduit.

Dans le cas des pesticides, cette propriété ne s'applique pas ou peu. Les effets des pollutions par les pesticides sur l'environnement sont localisés. De même, les effets des pollutions par les pesticides sur la santé humaine passent par leur concentration sur les produits traités. Dans les deux cas, les efforts de réduction des pollutions d'un agriculteur compensent difficilement le déficit d'efforts d'un autre.

La question sous-jacente ici est celle de la corrélation entre les besoins des cultures en protection phytosanitaire et les effets négatifs des pesticides (Just and Antle, 1990).

Pourtant, la réglementation est *a priori* intéressante dans deux cas spécifiques. Le premier concerne la protection de zones très sensibles aux pesticides, le second concerne le dispositif des bandes enherbées pour le contrôle des transferts des pesticides (voire des éléments fertilisants).

Le dispositif des bandes enherbées pourrait être généralisé à toute parcelle en bordure d'une zone à protéger, quelle que soit la culture considérée. Cette mesure a l'avantage d'être facilement contrôlable, contrairement aux normes actuelles sur l'étendue de la pulvérisation des pesticides, et d'être incitative. Les agriculteurs n'ont aucun intérêt à gaspiller des pesticides (ou des engrais d'ailleurs) sur des bandes enherbées.

Ensuite, dans les zones de grande dimension déclarées sensibles à l'utilisation des pesticides, des dispositifs réglementaires peuvent être mis en place. Cependant, dans ce cas une logique du « tout ou rien » doit être privilégiée. En effet, un système de quotas est facilement contourné s'il n'est appliqué que localement : un agriculteur soumis à des quotas de pesticides peut acheter des pesticides à un agriculteur non soumis à des quotas. *Ex post* s'il est relativement aisé de contrôler (après application) qu'aucun pesticide n'a été utilisé, il est plus difficile de contrôler que les pesticides ont été utilisés dans le respect du quota.¹⁰⁵

¹⁰⁵ Ce problème se retrouve dans le cas des subventions pour utilisation des pratiques économes en pesticides.

Dans le cas des approches réglementaires, il est essentiel que le respect de la norme ou de la règle puisse être facilement vérifié. La vérification du respect de la règle est relativement facile et peu coûteux dans le cas des bandes et dans le cas de l'interdiction de l'utilisation des pesticides.

5.4.3.3.3. Le rôle des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides

Etant donné leur coût de mise en œuvre, les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides ne peuvent être mises en œuvre à grande échelle. En outre, même si ces instruments autorisent potentiellement une précision d'intervention très importante, les économistes plaident généralement contre l'utilisation des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides puisque ces instruments de régulation peuvent souvent être avantageusement remplacés par des instruments ayant de meilleures propriétés incitatives, notamment dans une optique de long terme.

Cependant, ces instruments (et leurs dérivés) peuvent être intéressants lorsqu'il s'agit d'intervenir à une échelle limitée, par exemple au niveau d'un bassin versant ou d'un secteur.

Des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides peuvent être utilisées par un régulateur qui désire réduire la concentration des pesticides dans un cours d'eau. Dans une logique de recherche d'efficacité économique, le régulateur peut proposer des contrats d'utilisation de pratiques économes en pesticides aux agriculteurs ayant leur exploitation dans le bassin versant concerné.

S'il suffit qu'un faible nombre d'agriculteurs accepte le contrat pour que la concentration des pesticides soit conforme aux objectifs du régulateur, alors cette approche offre un bon compromis coût/efficacité.

S'il est nécessaire qu'un nombre important d'agriculteurs accepte le contrat pour atteindre l'objectif du régulateur (ce qui est le cas lorsque l'objectif à atteindre est ambitieux), alors il est peut-être plus intéressant d'utiliser une approche réglementaire (comme une interdiction de l'utilisation des pesticides).

Par ailleurs, il est évident que si toutes les régions d'un pays sont dans cette situation, il est préférable de commencer par instaurer des taxes sur les pesticides à l'échelle du pays. Si le niveau de ces taxes est correctement choisi, le problème des pollutions est résolu pour les régions les moins sensibles aux pollutions par les pesticides. Il suffit alors de compléter les effets de la taxation par des mesures locales, réglementaires ou contractuelles. La mise en œuvre de ces mesures locales est d'autant moins coûteuse que la taxation incite déjà les agriculteurs à utiliser des pratiques économes en pesticides.

5.4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides

Le problème du contrôle de la régulation par les quantités ou par les techniques de production est en fait un des principaux arguments des économistes en faveur de l'utilisation de taxes (ou plus généralement d'instruments agissant sur les prix) pour la régulation des pollutions (Stavins, 2003). Mais cet argument est loin d'être le seul comme le montre cette section.

Dans un contexte général de réduction de la charge fiscale, instaurer des taxes supplémentaires peut être mal perçu. C'est pourquoi nous débutons notre argumentation par les principales critiques formulées à l'encontre de cet instrument d'incitation économique.

5.4.4.1. Les principales critiques des taxes et leurs limites

L'utilisation des mécanismes réglementaires a été jusqu'à présent privilégiée dans le domaine de l'environnement.¹⁰⁶ Les arguments avancés en défaveur de la taxation sont 1) le coût de la taxation (pour l'agent utilisateur de l'intrant taxé) et 2) la faible efficacité de la taxation. Ces arguments, s'il sont parfois pertinents, doivent être relativisés, tout au moins dans une large mesure. Nous reprenons

¹⁰⁶ Le recours à des systèmes de taxation (voire de marchés de droits à polluer) tend néanmoins à se développer, ou tout au moins, est de plus en plus envisagé (Oates and Portney, 2003 ; Stavins, 2003).

ici ces arguments dans le cadre d'une comparaison des effets des taxes sur les pesticides, des quotas de pesticides et des subventions pour « bonnes pratiques » et illustrons leurs limites.

5.4.4.1.1. La taxe n'est pas une punition

Pour être en accord avec la législation de l'Union Européenne, les mesures générales de régulation d'une pollution doivent respecter le principe pollueur-payeur qui veut que la charge financière liée aux mesures de correction des effets de la pollution ou de diminution des niveaux de pollutions soit supportée par l'émetteur de la pollution. Une taxe sur les pesticides serait donc conforme à la législation européenne.

La théorie micro-économique des problèmes de pollution met en avant l'intérêt des taxes sur les émissions polluantes depuis l'analyse fondatrice de Pigou (*e.g.* Laffont, 1991b). L'argument économique principal en leur faveur est que lorsque ces taxes sont équivalentes au coût marginal des dommages engendrés par les émissions polluantes (*i.e.*, elle sont optimales du point de vue de leur efficacité économique)¹⁰⁷, elles envoient un signal aux secteurs producteurs d'émissions polluantes similaire à celui envoyé par un prix. Dans cette logique, une taxe sur le prix des pesticides est un signal mis en place par l'Etat pour indiquer aux producteurs et utilisateurs de cet intrant que la société désire réduire les dommages qu'il génère.

Selon la même logique, les agriculteurs peuvent recevoir des compensations financières visant à diminuer l'effet négatif des taxes sur leur revenu. Cette compensation est rendue possible ici pour deux raisons. Tout d'abord la PAC assure de plus en plus le soutien au secteur agricole *via* le versement d'aides directes similaires à des compensations. Ensuite, et peut-être surtout, le but de la taxation n'est pas de lever des fonds mais d'envoyer un signal aux producteurs et utilisateurs de pesticides. Si le but de ces taxes était effectivement de lever des fonds, voire de « punir » les agriculteurs, ces compensations n'auraient évidemment aucun sens.

La logique de la mise en place d'une taxe n'est donc pas de faire payer aux pollueurs le prix de leur pollution. La taxe n'est pas une punition, c'est un instrument souple d'incitation à la réduction des émissions polluantes. Une taxe sur les pesticides est d'abord mise en place pour modifier le comportement des agriculteurs dans le sens d'une meilleure utilisation de ces intrants.

De même, le coût de la taxation des pesticides n'est *in fine* pas supporté uniquement par les seuls utilisateurs de pesticides. Une taxe sur les pesticides tend à réduire le revenu des producteurs, distributeurs et utilisateurs de pesticides et tend à accroître le prix des biens agricoles, ce qui réduit les profits des entreprises utilisant ces biens et tend à réduire le pouvoir d'achat des consommateurs. L'effet de la régulation sur le prix des biens agricoles dépend des importations en provenance de pays tiers. Dans le cas d'une régulation à l'échelle de la France, l'accroissement du prix des produits végétaux seraient vraisemblablement limité en raison des possibilités d'importation en provenance des autres Etats-membres de l'UE.

Trop souvent, l'application du principe pollueur-payeur est synonyme de politique de taxation. S'il est évident qu'une taxe assise sur le niveau d'émission polluante est directement payée par les pollueurs, toute autre mesure visant à modifier le comportement des pollueurs est également coûteuse pour ces derniers. Imposer des normes strictes sur l'utilisation des pesticides est coûteux pour un agriculteur puisque cela le contraint à diminuer son niveau de production à un niveau sous-optimal du point de vue de son revenu. Autrement dit, toute mesure imposant une réduction de l'utilisation de pesticides aux agriculteurs tend à diminuer le revenu qu'ils retirent de leur activité agricole.¹⁰⁸

¹⁰⁷ Voir la partie 5.1.

¹⁰⁸ Revenu hors subventions.

5.4.4.1.2. L'efficacité de la taxation

Les arguments à l'encontre de la taxe sont généralement la prise en charge d'une partie de la taxe par les producteurs ou distributeurs de pesticides et le succès limité des expériences passées.

La prise en charge d'une partie de la taxe par le secteur amont diminue effectivement l'effet incitatif des politiques de taxation au niveau des agriculteurs. Cependant cet argument rappelle une propriété importante d'une politique de taxation : son impact potentiel sur le secteur de l'offre des produits, secteur également en partie responsable des pollutions.

En outre, cet argument montre également que l'argument de la faible élasticité-prix propre de la demande des pesticides des agriculteurs est de portée limitée (argument développé dans la partie 5.2). En effet, pourquoi les producteurs et distributeurs prendraient en charge une partie de la taxe si cette taxe n'avait pas d'effet sur la demande de pesticides des agriculteurs ?¹⁰⁹

De même, il est admis que le niveau des taxes utilisées dans le domaine des pollutions est généralement trop bas pour obtenir un effet significatif (Stavins, 2003). Celui des pesticides n'échappe pas à cette critique (Ekins and Speck, 1999), le Danemark et la Norvège, voire la Suède, faisant figure d'exceptions.

En fait il convient de distinguer les taxes mises en place dans l'optique d'inciter à des pratiques moins polluantes, de celles prélevées dans l'optique d'une levée de fonds publics. Dans le domaine de l'environnement, les redevances utilisées dans l'Union Européenne et plus particulièrement en France semblent relever de ce dernier principe (Stavins, 2003 ; Ekins and Speck, 1999). D'un point de vue micro-économique l'effet essentiel de la taxe est un effet incitatif qui ne peut être obtenu que si le taux de taxation est suffisant.

Une taxe (au sens fiscal du terme) doit être préférée à une redevance. Le produit d'une taxe peut *in fine* être utilisé au bénéfice des pollueurs. De plus, lorsque le montant d'une redevance est négocié, il est plus facile pour les agents qui la subiraient de déplacer la discussion de son caractère incitatif vers son utilisation. Il suffit alors de diminuer le coût des mesures à financer pour minimiser le niveau de la redevance.¹¹⁰

La taxation est parfois décriée même par les membres de la société les plus désireux de diminuer les niveaux de pollution (Lichtenberg, 2004 ; Hahn et Stavins, 1992). En dehors des débats idéologiques entourant l'utilisation des instruments de régulation agissant sur les marchés (marchandisation de l'environnement...), la taxation n'est parfois pas jugée assez coercitive dans le sens où, contrairement à une approche réglementaire, elle ne garantit pas un niveau de pollution donnée. Cet argument est à relativiser sur deux points. D'une part, le fait que la taxation, contrairement à l'approche réglementaire, laisse beaucoup de flexibilité aux agents régulés est un argument essentiel en faveur de l'utilisation de cet instrument de régulation. D'autre part la réduction des niveaux de pollution dépend des niveaux de taxation utilisés.

5.4.4.1.3. Le coût de la taxation pour les secteurs régulés (hors coûts administratifs)

Lorsque les taxes, les quotas ou les subventions pour bonnes pratiques incitent les agriculteurs à employer des quantités de pesticides égales aux objectifs définis, il est évident que l'objectif environnemental est atteint. Mais si dans le cas de la politique de taxation et de la politique de quotas le coût de la réduction des utilisations de pesticides est essentiellement supporté par les agriculteurs, dans le cas de la politique de subvention le coût de la réduction est à la charge du budget de l'Etat.

¹⁰⁹ Cette relation entre les prix et l'élasticité de la demande de pesticides pose par ailleurs le problème de la concurrence pour l'offre et la distribution des pesticides.

¹¹⁰ La dimension d'économie politique, *i.e.* l'étude des décisions prises par les pouvoirs publics, ne sera pas évoquée ici. Oates et Portney (2003) montrent, à partir d'une revue de littérature étendue, que dans le cas des politiques environnementales l'effet des groupes de pression est essentiel pour comprendre les instruments mis en place. Les pesticides n'échappent pas à cette règle comme le montrent les travaux de Cropper *et al.* (1992a, 1992b) pour les Etats-Unis et Nadai (1996) pour l'Europe.

La question soulevée est celle des transferts monétaires d'un secteur à l'autre, la politique de taxation opère un transfert des agriculteurs vers le budget de l'Etat alors que la politique de subventions opère un transfert du budget de l'Etat vers les agriculteurs. La question de ces transferts est plus de nature politique qu'économique. En effet, si la politique de taxation est jugée trop coûteuse pour le revenu des agriculteurs, alors une solution consiste simplement à opérer des transferts en faveur du revenu des agriculteurs. Cette solution a déjà été adoptée pour les grandes cultures dans le cadre de la PAC.

Cette analyse des principaux arguments à l'encontre de la taxation des pesticides met en évidence les principaux critères de comparaison des instruments de régulation des pollutions :

- *Coût administratif.* Ce coût est souvent négligé en théorie, mais s'avère décisif en pratique comme cela est montré ici. De manière générale, plus un instrument est individualisé et nécessite de contrôles, plus il est coûteux et moins il doit être utilisé à grande échelle. C'est là un des principaux intérêts de la taxation.
- *Effets de long terme.* Si les différents instruments de régulation permettent tous d'atteindre les objectifs environnementaux fixés à un horizon donné, le fait qu'ils reposent sur des mécanismes différents entraîne qu'ils ont des effets différents à long terme. Dans une logique de long terme, la taxation est supérieure aux autres instruments du point de vue de l'efficacité économique. Cet instrument est à l'origine d'effets incitatifs de long terme pour la réduction de l'utilisation des pesticides, en tous cas plus que les autres instruments.
- *Flexibilité.* Les différents instruments utilisés laissent plus ou moins de flexibilité aux agriculteurs dans le choix des solutions à adopter pour réduire l'utilisation des pesticides. C'est là un autre intérêt de la taxation. Cet instrument laisse toute latitude aux agriculteurs par rapport aux choix des méthodes qu'il emploie pour réduire ses utilisations de pesticides. Dans cette logique, les autres instruments sont plus coercitifs. Ils ne sont garants d'efficacité (à court terme) que s'ils sont très bien élaborés et tendent à « figer » le comportement des agriculteurs.
- *Transferts induits.* Ces transferts induits par les différents instruments de régulation de l'utilisation des pesticides conditionnent dans une large mesure l'acceptabilité des instruments par les différentes catégories d'acteurs. Cette question sera spécifiquement abordée à la fin de cette partie.

5.4.4.2. Les avantages des taxes sur les pesticides

Lors de la présentation de la notion d'élasticité-prix propre des pesticides, il a été montré que cette élasticité dépend essentiellement des possibilités d'ajustement des agriculteurs et du contexte économique. En ce sens, cette élasticité est autant une mesure de la réaction de l'utilisation des pesticides à une possible taxe sur ces intrants qu'un résumé des possibilités d'adaptation des agriculteurs à des mesures visant à modifier l'utilisation des pesticides dans un contexte économique donné.

Ceci permet de rappeler que toute mesure d'incitation pour la réduction de l'utilisation des pesticides peut et doit agir sur deux leviers, de préférence simultanément :

- un levier direct : accroître le coût relatif d'utilisation des pesticides ou introduire des limites réglementaires à cette utilisation

et :

- un levier indirect : diminuer le coût relatif de l'utilisation des alternatives aux pesticides ou introduire des instruments réglementaires visant à accroître cette utilisation.

La taxation des pesticides permet d'accroître directement le coût relatif de l'utilisation de ces intrants. Dans l'optique d'une réduction de l'utilisation des pesticides c'est aussi son principal avantage. En effet, c'est parce qu'elle diminue de manière directe l'intérêt de l'utilisation des pesticides pour les agriculteurs que la taxe a de bonnes propriétés en tant qu'instrument de régulation. De plus un système de taxation a l'avantage de générer des ressources budgétaires.

5.4.4.2.1. Le revenu de la taxe

Une taxe a toujours deux effets : i) selon un mécanisme d'incitation, la taxe permet de réduire les émissions polluantes et ii) selon un mécanisme budgétaire, la taxe génère un revenu que l'Etat peut choisir d'utiliser à sa discrétion. Il n'y a *a priori* aucun argument d'efficacité économique qui montre que le produit de la taxe doit nécessairement être utilisé pour le financement de mesures mises en place au niveau du secteur taxé. Il est cependant évident que le retour du produit de la taxe vers le secteur sur lequel elle est prélevée facilite la mise en place de la taxation au niveau politique (Stavins, 2003 ; Ekins and Speck, 1999).

L'idée du double-dividende des taxes est souvent invoqué pour plaider en faveur de la mise en place des systèmes de taxation. Cet argument doit cependant être utilisé avec précaution. L'effet double dividende a en effet un sens très précis dans la théorie économique. L'effet double dividende d'une taxe environnementale existe réellement si deux conditions sont satisfaites : si la taxe permet de résoudre le problème environnemental et si le revenu de la taxe peut être employé pour corriger d'autres distorsions déjà présentes dans l'économie. En fait, pour générer un réel effet double-dividende le produit de la taxe doit être utilisé pour corriger les défaillances du fonctionnement de l'économie qui ne pourraient être corrigées autrement. Dans ce sens précis, l'effet double-dividende d'une taxe sur les pesticides n'est pas automatiquement garanti. La logique de l'effet double dividende de la taxe dépasse la simple logique budgétaire.

Bovenberg et Goulder (2002) montrent que les conditions de l'existence de ce double dividende sont difficilement réunies dans une économie qui fonctionnerait « correctement ». Selon ces auteurs, l'effet double dividende peut apparaître en réalité lorsque la mise en place de la politique environnementale est associée à la correction d'inefficacités majeures d'autres politiques. Dans cette optique, la remise à plat de l'instrumentation de la PAC qui pourrait être induite par la prise en compte des pollutions d'origine agricole pourrait être à l'origine d'une forme d'effet double dividende. Le double dividende lié une taxation des intrants agricoles polluants est ici relatif à la réforme éventuelle de la PAC et non à l'utilisation du revenu des taxes.

5.4.4.2.2. La taxe comme instrument de régulation de la qualité des pesticides

Le principe de la taxation optimale lie explicitement le niveau de la taxe à la valeur des dommages engendrés par les émissions polluantes. Or, dans le cas des pesticides les dommages dépendent des produits utilisés. Le principe des objectifs modulés en fonction des dommages créés appuie donc la mise en place de taxes différenciées selon les niveaux de toxicité/écotoxicité des pesticides, ce qui s'avère relativement aisé. Cette différenciation des niveaux de taxation a deux effets : elle permet d'orienter en même temps les choix des agriculteurs et des producteurs de pesticides vers l'utilisation et la production des pesticides les plus inoffensifs.

5.4.4.2.3. Régulation et flexibilité des choix des agriculteurs

Un des principaux enjeux de la mise en place de mesures de régulation des pollutions est que les politiques adoptées ne surdéterminent pas les choix des agriculteurs. Par exemple l'instauration de normes telles que des quotas d'utilisation de pesticides tend à figer les comportements des agriculteurs. L'utilisation des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides pose de ce point de vue des problèmes de même nature.

Une des principales caractéristiques de l'activité agricole, et de la protection phytosanitaire en particulier, est sa complexité. D'une part, l'agriculture consiste à gérer un écosystème agronomique complexe comme en témoigne l'utilisation des rotations culturales pour la gestion inter-annuelle de la fertilisation ou pour la lutte contre les ennemis des cultures. D'autre part, la production agricole est soumise à des aléas climatiques et biologiques auxquels l'agriculteur tente de s'adapter pour protéger ses cultures ou organiser ses plans de fertilisation. Le faible rapport des prix des intrants chimiques

aux prix des produits explique l'utilisation de pratiques agricoles intensives relativement simples à mettre en œuvre.

Dans ce contexte, instaurer des normes d'utilisation des pesticides paraît peu approprié, sauf à n'autoriser l'utilisation des produits phytosanitaires que sur prescription d'un expert indépendant, *i.e.* un « médecin » des cultures (Carpentier, 1995 et 1996). Préconiser une telle mesure est illusoire politiquement et absurde parce que les agriculteurs ont l'expérience de leurs sites de production. Il est plus judicieux d'aider les agriculteurs à mieux ajuster leurs pratiques (formation et conseil) que d'essayer de remplacer leur connaissance de leur exploitation par les connaissances nécessairement partielles d'un expert.

Les mêmes critiques s'appliquent aux politiques de subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides.

La taxation des pesticides permet la mise en place d'incitation laissant toute liberté aux agriculteurs dans leurs choix. Les taxes différenciées selon la toxicité des produits permettraient d'orienter les choix des agriculteurs vers les produits les moins nocifs ce qui a également un effet sur l'offre de pesticides.

La flexibilité des choix est prépondérante pour l'analyse des effets de moyen-long terme des taxes.

5.4.4.2.3. Les effets incitatifs de moyen-long terme des taxes et leur complémentarité avec les autres mesures envisagées

Il est souvent avancé que la stimulation de l'utilisation d'alternatives aux pesticides chimiques permettrait de résoudre en partie les problèmes de pollution par ces produits. Mais ces changements techniques sont essentiellement des objectifs de moyen voire long terme. La maîtrise technique de ces techniques repose sur des compétences agronomiques importantes et plus précisément sur du travail qualifié. De plus, les alternatives aux pesticides sont seulement en cours de développement pour beaucoup de cultures.

Cependant, même dans cette optique la taxation des pesticides peut jouer un rôle important. En effet, une des principales explications de l'insuffisance des innovations concernant les pratiques économes en pesticides et de leur adoption est la rentabilité de la lutte chimique préventive. Dans ce contexte, la politique de taxation pousse à son terme la logique de signal-prix. Non seulement elle modifie les décisions de court terme des agriculteurs mais elle a aussi un impact sur les choix de production et les assolements en modifiant la rentabilité relative des différentes cultures.

En outre, et c'est là un point essentiel, elle crée une demande forte de la part des agriculteurs :

- pour des alternatives aux pesticides (semences résistantes ; méthodes de protection raisonnée, intégrée ou biologique... ; méthodes de production intégrée)

et :

- pour du conseil ou des formations spécifiques.

En ce sens, la taxation est complémentaire des autres mesures pouvant être mises en place pour la réduction de l'utilisation des pesticides. Parmi ces mesures, citons le financement de la recherche et du développement de méthodes alternatives à la lutte chimique (Aldy, Hrubovcak and Vasavada, 1998), la formation des agriculteurs et la réforme des services de l'Etat de conseil aux agriculteurs (Snapp, Blackie and Donovan, 2003).

De fait, des pesticides chimiques à prix élevés seraient à l'origine d'une demande en terme de méthodes de protection phytosanitaire alternative à la lutte chimique systématique et, par conséquent, de conseil et de formation dans ce domaine. Bien entendu, cette demande devrait stimuler les secteurs amonts de l'agriculture. En Amérique du Nord, un marché des diagnostics de l'état sanitaire des cultures existe déjà. Cette logique va au-delà celle évoquée plus haut de l'adoption des pratiques existantes, elle considère la création de nouveaux marchés et l'induction d'innovations techniques (Hayami et Ruttan, 1985 et 1998).

Les effets incitatifs de long terme sont importants pour comparer les différents instruments de régulation. Dès lors qu'un instrument visant à réduire l'utilisation de pesticides est en place, taxe ou norme, l'emploi de méthodes alternatives de protection/production est favorisé. Le coût réel ou virtuel des pesticides de synthèse augmentant, les agriculteurs seront incités à adopter des pratiques économisant ces intrants.

En ce sens, les politiques visant directement à l'utilisation des pesticides chimiques et celles favorisant l'utilisation de leurs alternatives moins polluantes doivent être vues comme des politiques complémentaires.

Les normes d'utilisation d'intrants ou de technologie sont peu incitatives à long terme puisque rien ne pousse à aller au-delà de la mise en conformité. Les taxes à l'inverse génèrent une incitation constante à la réduction de l'utilisation des pesticides.

L'instrument de régulation le plus critiqué eu égard à ses effets de long terme est la subvention à l'utilisation de pratiques peu polluantes. Comme dans le cas des instruments de type réglementaire, l'effet incitatif des subventions se limite à l'utilisation des pratiques subventionnées. Dès que ces pratiques sont utilisées, les subventions n'ont plus d'intérêt. Ensuite, cet instrument ne génère pas d'incitations à innover en terme de pratiques économes en pesticides puisque les pratiques subventionnées sont prédéfinies (Jaffe, Newell et Stavins, 2002 et 2003). Seules les pratiques facilement vérifiables peuvent faire l'objet de subventions pour utilisations, ce qui limite de fait des pratiques potentiellement utilisables.

Enfin, les subventions peuvent avoir des effets néfastes à long terme. L'idée est ici que les subventions favorisent la rentabilité du secteur aidé. Cet effet peut se traduire par un développement du secteur qui, à terme, peut générer plus de pollutions que dans la situation initiale. Cette situation peut survenir lorsque les entrants dans le secteur ont eux aussi droit aux subventions (Stoneman et David, 1986).¹¹¹

Là encore, il convient de noter que les subventions étudiées sont les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides et non les subventions pour adoption de ces pratiques. Les subventions pour adoption sont temporaires et visent accélérer la diffusion de pratiques qui seront rentables pour les agriculteurs dès qu'elles seront maîtrisées (voir partie 5.3). Les subventions pour utilisation incitent à l'utilisation de pratiques par ailleurs non rentables pour les agriculteurs.

De fait, la taxation des pesticides tend à rendre inutile le premier type de subvention. En effet, le prix des pesticides augmentant, les pratiques économes en pesticides deviennent de plus en plus rentables et les agriculteurs souhaiteront de plus en plus les adopter.

Il est également important de noter que cet effet incitatif de la taxation est (tout au moins à moyen terme) indépendant des compensations versées pour amortir les effets de la taxation sur le revenu des agriculteurs.

5.4.4.3. Un exemple : taxes, subventions, conseil et régulation des pollutions par les pesticides dans une optique de long terme

L'exemple considéré

Afin d'illustrer les mécanismes discutés précédemment, nous considérons ici l'exemple d'un agriculteur qui produit un bien agricole à partir de deux intrants : des pesticides chimiques (en quantité x) et d'autres intrants : engrais, semences... (en quantité z). Les niveaux de rendement par unité de surface (noté y) qu'il obtient en utilisant le pesticide sont donnés par la fonction de production $f(\cdot)$:

$$(1) \quad y = f(x, z) \text{ avec } , \frac{\partial f(x, z)}{\partial x} > 0, \frac{\partial f(x, z)}{\partial z} > 0 \text{ et } \frac{\partial^2 f(x, z)}{\partial x \partial z} > 0,$$

où $f(\cdot)$ est strictement concave et de classe C^2 pour tous niveaux positifs ou nul de x et z .

¹¹¹ Il est possible d'adapter dans le temps les normes d'utilisation des pesticides ou les subventions pour maintenir leur effets incitatifs dans le long terme. Mais cette adaptation est généralement politiquement coûteuse (Jaffe, Newell et Stavins, 2002).

La dernière inégalité de l'équation (1) indique que x et z sont coopérants au sens de Rader, ce qui est conforme aux propriétés agronomiques des intrants considérés : l'utilisation de pesticides accroît la productivité marginale des engrais et réciproquement (voir, *e.g.*, Carpentier, Guyomard et Le Mouël, 1998).

Le bien agricole est vendu au prix p , le pesticide est acheté au prix w et les autres intrants au prix v .

Lorsqu'il cherche à optimiser son revenu, l'agriculteur résout le programme suivant :

$$(2) \quad \underset{x,z}{Max} [pf(x, z) - wx - vz].$$

Soient $x_{LT}(w, v, p)$, resp. $z_{LT}(w, v, p)$ les fonctions de demande des pesticides, resp. des autres intrants et $\pi_{LT}(w, v, p)$ la fonction de profit de l'agriculteur. On montre que dans ce cas $x_{LT}(\cdot)$, $z_{LT}(\cdot)$ et $\pi_{LT}(\cdot)$ sont croissantes en p et décroissantes en w et v ¹¹². Afin d'éviter toute confusion dans la suite le niveau de revenu, resp. le niveau d'utilisation des pesticides, de l'agriculteur dans la situation initiale sera noté : $\pi_0 \equiv \pi_{LT}(w, v, p)$, resp. $x_0 \equiv x_{LT}(w, v, p)$.

Les objectifs de la politique de régulation

L'objectif de l'Etat est ici de réduire l'utilisation des pesticides (voire des autres intrants) au niveau \bar{x} . Cependant, étant donné que cet objectif est ambitieux compte-tenu des pratiques actuelles de l'agriculteur, l'Etat choisit de raisonner en deux étapes, \bar{x} est l'objectif de long terme et \bar{x} celui de court terme. Bien entendu on a :

$$(3) \quad x_{LT}(w, v, p) \equiv x_0 > \bar{x} > \bar{x}.$$

Pour ce faire, l'Etat utilise une politique qui s'appuie essentiellement sur une taxation progressive des pesticides couplée avec une compensation (partielle) des effets de la taxe et le développement du conseil public. Cette politique sera comparée à une politique de régulation s'appuyant sur des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides.

5.4.4.3.1. Comportement, objectif et politique de court terme

L'agriculteur maîtrise mal les pratiques de production plus extensives de ses cultures, ne serait-ce que par manque d'expérience. Aussi, à court terme, même s'il sait que cela pourrait lui être éventuellement bénéfique, il décidera de maintenir les intrants z au niveau d'utilisation initial : $z_0 \equiv z_{LT}(w, v, p)$. Sachant cela, l'Etat fixe dans un premier temps un objectif raisonnable de réduction de l'utilisation des pesticides : \bar{x} .

La subvention pour la réduction de l'utilisation des pesticides

S'il voulait utiliser une subvention pour inciter l'agriculteur à réduire son utilisation de pesticides au niveau \bar{x} , l'Etat devrait calculer le montant minimal que l'agriculteur serait prêt à accepter pour réduire ses utilisation de pesticides à ce niveau.

Sachant que :

$$(4) \quad pf(\bar{x}, z_0) - w\bar{x} - vz_0 < \pi_0,$$

il sera nécessaire de proposer à l'agriculteur une subvention au moins égale à :

$$(5) \quad \bar{m} \equiv \pi_0 - [pf(\bar{x}, z_0) - w\bar{x} - vz_0],$$

pour l'inciter à accepter de réduire son utilisation de pesticides au niveau voulu, tout en vérifiant qu'il n'a effectivement utilisé que le niveau voulu de pesticides.

En effet, en l'absence de système de contrôle/sanction, l'agriculteur peut être incité à ne pas respecter la contrainte imposée par le contrat de subventions. S'il suit une logique purement économique, alors sans système de contrôle/sanction suffisamment dissuasif, l'objectif de court terme de l'agriculteur est d'optimiser sur x son revenu :

¹¹² Les résultats de statique comparative utilisés ici sont présentés par Carpentier, Guyomard et Le Mouël (1998).

$$(6) \quad \text{Max}_x [pf(x, z_0) - wx - vz_0 + \bar{m}] \Leftrightarrow \text{Max}_x [pf(x, z_0) - wx].$$

L'équivalence de l'équation (6) indique simplement que la subvention \bar{m} n'a aucun impact dans ce programme (tout comme le coût des autres intrants), cette subvention est simplement une constante qui s'ajoute au revenu de l'agriculteur. La comparaison du programme de droite de l'équation et du programme (2), montre que dans ce cas l'agriculteur choisirait de simplement utiliser x_0 unités de pesticides, *i.e.* de ne pas modifier sa protection phytosanitaire puisque $z_0 \equiv z(w, v, p)$.

La taxation des pesticides pour la réduction de l'utilisation de ces intrants

Afin d'éviter les coûts de contrôle des subventions pour réduction de l'utilisation de pesticides, l'Etat décide d'utiliser une taxe \bar{t} sur l'utilisation des pesticides. Il sait que s'il utilise une taxe de niveau t , dans une logique de court terme l'agriculteur optimisera son utilisation de pesticides tout en maintenant son utilisation des autres intrants au niveau z_0 :¹¹³

$$(7) \quad \text{Max}_x [pf(x, z_0) - (w + t)x].$$

Ce programme d'optimisation détermine la fonction de demande de court terme de pesticides de l'agriculteur. Cette fonction est notée $x_{CT}(w + t, z_0, p)$. Cette fonction de demande naturellement décroissante en w et t puisqu'un accroissement du prix hors taxe ou du prix taxe comprise des pesticides conduit à une diminution de l'utilisation de ces intrants.¹¹⁴ Aussi, l'Etat choisit le niveau de taxe \bar{t} de telle sorte que :

$$(8) \quad x_{CT}(w + \bar{t}, z_0, p) = \bar{x}.$$

Bien entendu, le niveau de taxe \bar{t} est d'autant plus élevé que le niveau d'utilisation de pesticides à atteindre \bar{x} est faible. Si le niveau de \bar{t} a été correctement déterminé¹¹⁵, il est inutile de contrôler l'utilisation de pesticides de l'agriculteur. En effet ce niveau de taxation a été calculé de telle sorte que l'agriculteur utilisant des pesticides au prix taxe comprise choisit de réduire son utilisation de cet intrant au niveau \bar{x} .

La fonction de profit de court terme de l'agriculteur sera notée : $\pi_{CT}(w + t, z_0, p)$, elle donne le revenu que l'agriculteur retire de son activité agricole lorsqu'il optimise ses choix de pesticides à court terme. Il est alors aisé de montrer que la taxation est moins avantageuse pour l'agriculteur puisqu'on a :

$$\pi_{CT}(w + t, z_0, p) < \pi_0,$$

π_0 par construction le revenu obtenu par l'agriculteur dans le cas de la politique de subvention.

Taxation des pesticides et soutien du revenu des agriculteurs

Si l'Etat décide également de compenser intégralement la perte de revenu de l'agriculteur, il verse alors à ce dernier le montant défini par :

$$(9a) \quad \bar{c} \equiv \pi_0 - [pf(\bar{x}, z_0) - (w + \bar{t})\bar{x} - vz_0],$$

ce qui, compte-tenu de la définition de \bar{m} (5) est équivalent à :

$$(9b) \quad \bar{c} = \bar{m} + \bar{t}\bar{x}.$$

Cette équation montre que le revenu de la taxe $\bar{t}\bar{x}$ ne permet pas de compenser intégralement le revenu de l'agriculteur. Néanmoins, si la politique de régulation est socialement acceptable, la valeur de la réduction des dommages des pollutions est supérieure à \bar{c} .

¹¹³ L'agriculteur continue à produire, ce que sera supposé dans toute la suite. Ceci suppose que les niveaux de taxe associés aux objectifs de l'Etat ne sont pas trop importants. Ce problème ne se pose pas dans le cas des subventions.

¹¹⁴ De même, cette demande est croissante en p et z_0 , ce qui montre qu'il est d'autant plus difficile de réduire l'utilisation des pesticides que le prix du produit agricole ou(et) que le niveau d'intensification des pratiques culturales est(sont) élevé(s).

¹¹⁵ Ce qui suppose des calculs analogues à ceux qui conduisent à la détermination de la subvention minimale \bar{m} .

Cependant, deux autres points bien plus importants sont à noter ici.

D'une part cette compensation ne remet pas en cause l'effet de la taxation, puisque cette compensation ne modifie pas le choix de pesticides de l'agriculteur. En effet qu'il reçoive ou non une compensation, l'agriculteur optimise ses choix de pesticides selon le programme (7). Aussi, quelle que soit la compensation reçue, l'utilisation de pesticides est simplement définie par l'égalité usuelle :

$$\frac{\partial f(x_{CT}(w+\bar{t}, z_0, p))}{\partial x} = \frac{w+\bar{t}}{p}.$$

L'utilisation de pesticides est donc essentiellement déterminée par le nouveau rapport de prix des pesticides sur le prix du produit agricole, ce rapport étant en défaveur de l'utilisation des pesticides. Dans la même logique, il est possible de montrer que même avec la compensation \bar{c} , l'agriculteur ne peut maintenir son revenu à son revenu initial $\pi(w, v, p)$, tout en maintenant également son niveau d'utilisation de pesticides à son niveau initial $x(w, v, p)$, ce qu'il peut éventuellement décider de faire à très court terme. Ces remarques illustrent tout simplement l'effet incitatif engendré par la taxation des pesticides.

D'autre part, une politique associant taxation et compensation intégrale est moins coûteuse qu'une politique de subvention. En effet, dans les deux cas le régulateur doit en fait déboursier \bar{c} puisque le revenu de la taxe permet au régulateur de compléter \bar{m} à \bar{c} en utilisant le produit de la taxe $\bar{t}\bar{x}$ (égalité (8b)). La différence entre les deux politiques se fait en fait au niveau des coûts de contrôle/sanction. La politique de subvention est bien plus coûteuse de ce point de vue qu'une politique de taxation.

5.4.4.3.2. Comportement, objectif et politique de long terme

Effets incitatifs de long terme de la taxation

A plus long terme, l'agriculteur peut avoir appris à maîtriser les pratiques de production plus extensives de ses cultures, notamment grâce à la politique de conseil mise en place par l'Etat. Il décide alors naturellement d'ajuster conjointement son utilisation de pesticides et celle de ses autres intrants. Formellement, il résout alors le programme suivant :

$$(10) \quad \underset{x,z}{\text{Max}} [pf(x, z) - (w+\bar{t})x - vz] + \bar{c}.$$

Ce programme est équivalent au programme (2), à la taxe \bar{t} et à la compensation¹¹⁶ \bar{c} près. L'agriculteur choisit donc les pesticides en quantité $x_{LT}(w+\bar{t}, v, p)$ et les autres intrants en quantité $z_{LT}(w+\bar{t}, v, p)$.

Il est alors possible de montrer que :

$$(11) \quad x_{LT}(w+\bar{t}, v, p) < \bar{x} < x_0 \quad \text{et} \quad z_{LT}(w+\bar{t}, v, p) < z_0.$$

Ces inégalités indiquent que la taxe sur les pesticides tend à favoriser l'utilisation de pratiques moins intensives à long terme. En ce sens, la taxation et le développement du conseil pour les pratiques de productions moins intensives sont des mesures complémentaires pour la régulation des pollutions par les pesticides (voire pour la régulation des pollutions d'origine agricole en général).

Taxation et demande de conseil

De même, on montre que :

$$(12a) \quad \pi_0 > \pi_{LT}(w+\bar{t}, v, p) > \pi_{CT}(w+\bar{t}, z_0, p)$$

et :

$$(12b) \quad \pi_{LT}(w+\bar{t}, v, p) + \bar{c} > \pi_0.$$

La première équation montre que le revenu que l'agriculteur tire de son activité agricole augmente grâce à l'ajustement de z : $\pi_{LT}(w+\bar{t}, v, p) > \pi_{CT}(w+\bar{t}, z_0, p)$. Ceci montre d'ailleurs que, même sans

¹¹⁶ qui n'a pas d'influence sur l'optimisation.

compensation de revenu, l'agriculteur pourrait consentir à payer, tout au moins en partie, le conseil fourni par l'Etat. L'agriculteur est donc demandeur de conseil pour l'adoption de pratiques plus extensives suite à l'instauration de la taxe.

L'inégalité (12b) montre que si la compensation de l'effet de court terme de la taxe sur le revenu de l'agriculteur est intégrale, alors l'agriculteur bénéficie *in fine* de la politique mise en œuvre. Ceci provient simplement de ce que l'effet négatif de la taxation des pesticides sur le revenu de l'agriculteur est moins important (en valeur absolue) à long terme qu'à court terme.

Effets incitatifs de long terme de la subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides

L'effet incitatif de long terme de la subvention est bien moins important que celui de la taxe. En effet, si la subvention est mise en œuvre (avec un système de contrôle/sanction suffisamment incitatif), alors l'agriculteur continuera à utiliser la quantité de pesticides donnée par \bar{x} à long terme.¹¹⁷ Il réduira simplement son utilisation des autres intrants puisque la réduction de l'utilisation des pesticides réduit la productivité marginale de ces intrants par rapport à la situation initiale.

Objectifs de long terme et progressivité de la politique mise en place

Si l'objectif de l'Etat en terme de réduction de l'utilisation des pesticides n'est toujours pas atteint, *i.e.* si $x_{LT}(w + \bar{t}, v, p) > \bar{x}$, alors il pourra choisir d'accroître le niveau de la taxe sur les pesticides au niveau \bar{t} tel que :

$$(13) \quad x_{LT}(w + \bar{t}, v, p) = \bar{x}.$$

La fonction de demande de long terme des pesticides est utilisée ici puisque l'agriculteur est maintenant conseillé (voire formé) pour l'utilisation de pratiques à bas intrants.

Atteindre l'objectif de réduction de l'utilisation des pesticides progressivement est crucial ici. En effet, le niveau de taxe nécessaire pour atteindre à court terme l'objectif de long terme \bar{x} est beaucoup plus important que \bar{t} . L'effet d'une taxe sur les pesticides sur la demande de cet intrant est toujours plus important (en valeur absolue) à long terme qu'à court terme :

$$(14) \quad x_{LT}(w + t, v, p) < x_{LT}(w + t, z_0, p), \quad \forall t > 0.$$

Le niveau de taxation pour atteindre l'objectif \bar{x} à court terme, même s'il était associé à une mesure de soutien du revenu de l'agriculteur, serait difficilement acceptable par ce dernier.

5.4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides

5.4.5.1. La procédure d'homologation des pesticides

Il est admis que les procédures de contrôle des mises en marché des produits phytosanitaires représentent l'instrument le plus efficace pour réguler l'offre des pesticides d'un point de vue qualitatif. Les arguments principaux en ce sens tiennent en deux points. Puisque les pollutions par les pesticides sont susceptibles de causer des dommages à grande échelle et irréversibles, il est justifié d'utiliser des instruments :

- imposant des limites strictes sur la nature de ces produits même si ces mesures s'avèrent coûteuses et :

- permettant d'agir avant la mise en marché de ces produits.

Il est en effet difficile d'envisager que l'Etat n'agisse qu'après un accident grave, ne serait-ce que d'un point de vue éthique. D'un point de vue économique, la supériorité des politiques réglementaires sur

¹¹⁷ Puisque les pesticides sont toujours au prix w , l'agriculteur ne dépasse pas le niveau d'utilisation \bar{x} que pour bénéficier de la subvention.

les instruments économiques dans le cas de pollutions aux effets incertains et potentiellement de grande ampleur et gravité est démontrée (Weitzman, 1974).

Mis à part un renforcement des critères d'homologation, aucun autre instrument spécifique n'est réellement envisagé pour modifier la « qualité » des produits phytosanitaires mis en marché. L'autre mesure visant à inciter les producteurs de pesticides à produire des pesticides les plus inoffensifs possible est la taxe différenciée selon les caractéristiques des produits en matière de toxicité/écotoxicité. Elle est actuellement en vigueur en France sous la forme de la TGAP des pesticides, quoiqu'à des niveaux non incitatifs. Pour l'offre de pesticides, cette mesure complète l'instrument de base qui est la procédure d'homologation.

5.4.5.2. La procédure d'homologation et les autres instruments de régulation

Il convient de noter que l'autorisation de vente d'un produit n'exclut en aucune manière la nécessité de régulation *ex post*. La procédure d'homologation permet d'éliminer les produits les plus dangereux, elle ne doit en aucun cas être détournée pour assurer que les pesticides mis en marché sont totalement inoffensifs. Les pesticides mis en marché sont des produits dont on sait que leurs effets néfastes de court terme ne remettent pas en cause la préservation de la santé publique ou de l'environnement dans des proportions qui justifient l'interdiction de leur utilisation.

Ces remarques ont d'importantes implications pour la régulation quantitative des pesticides homologués. Ils ne sont théoriquement pas sources d'atteintes graves à l'environnement ou à la santé humaine à court terme. Il est donc possible d'utiliser des instruments plus « souples », *i.e.* moins coercitifs, pour leur régulation quantitative.

En particulier, la toxicité/écotoxicité des produits est jugée d'après les doses et fréquences d'application recommandées par les fabricants ainsi que d'après certaines recommandations spécifiques (délais minimaux d'application avant récolte...).

Aussi, des procédures de contrôle/sanction visant à vérifier certaines des précautions d'emploi requises (délais d'application...) demeurent nécessaires. De même, les instruments de régulation quantitative des pollutions par les pesticides s'avèrent complémentaires de la procédure d'homologation. Ces instruments permettent d'assurer que les hypothèses sur lesquelles se fondent les décisions de la procédure d'homologation (*i.e.*, une utilisation « raisonnable » des pesticides) sont vérifiées en réalité.

Pour conclure, il peut être utile de relever une lacune concernant la procédure d'homologation des pesticides. En effet, s'il apparaît évident que la procédure d'homologation des pesticides est nécessaire pour interdire l'usage des pesticides les plus nocifs, les critères utilisés par les comités d'homologation peuvent, dans certains cas, être discutés.

En vertu d'une certaine forme de principe de précaution, la procédure d'homologation doit privilégier les objectifs de préservation de la santé publique par rapport aux objectifs d'accroissement de l'offre ou du revenu agricole. En fait, l'attitude du comité d'homologation dans le domaine de la toxicité humaine est très prudente : les doses auxquelles les produits homologués peuvent être présents sur les produits agricoles (en condition normale d'utilisation) sont très nettement inférieures aux doses susceptibles d'avoir un impact sur la santé humaine.

Mais en matière de protection de l'environnement, la limite entre des dommages « acceptables » ou « non acceptables » pour la procédure d'homologation peut parfois paraître ténue voire subjective. Comment les comités d'homologation réalisent-ils l'arbitrage en efficacité économique et effets environnementaux d'un pesticide pratiquement inoffensif pour l'homme ? La tendance actuelle en la matière est le renforcement des critères d'homologation vis-à-vis de la toxicité vis-à-vis de l'environnement.¹¹⁸ Cette tendance est-elle justifiée ? Les travaux analysés dans la partie 5.1 montrent que le renforcement des critères environnementaux des procédures d'homologation tend à réduire l'offre de pesticides. Ces effets à long terme du durcissement des procédures d'homologation sur

¹¹⁸ Voir My (1991) pour la France, Cropper *et al.* (1992a, 1992b) pour les Etats-Unis et Nadai (1996) pour l'Europe.

l'offre peut s'avérer problématique à long terme. Deux points, à notre avis, méritent réflexion dans ce contexte :

- Ne serait-il pas plus judicieux, tout au moins pour certains produits, d'assouplir les critères environnementaux de la procédure d'homologation si des instruments visant à limiter l'utilisation de ces produits étaient mis en place ? Cette approche aurait l'avantage de permettre aux firmes phytosanitaires de rentabiliser leurs investissements et donc de stimuler ces investissements. Elle permettrait de passer d'une logique du tout ou rien qui prédomine dans les procédures d'autorisation de mise en marché à une logique plus souple.
- Le problème-clé étant l'investissement dans la recherche de nouveaux pesticides, il peut être utile de se poser la question de la place de la recherche publique, ou tout au moins celle du financement public de la recherche, dans ce domaine, notamment pour les cultures n'offrant pas des tailles de marché suffisantes pour rentabiliser des investissements en recherche rendus de plus en plus lourds en raison du durcissement des procédures d'homologation (Carraro et Soubeyran, 1996 ; Katsoulacos et Xepapadeas, 1996).

Enfin, si des taxes incitatives différenciées devaient être mises en place sur la base de critères de toxicité/écotoxicité, il est important qu'ils soient clairement définis. En effet, avec des niveaux de taxation potentiellement importants l'enjeu de la répartition des différents pesticides dans les classes de toxicité/écotoxicité est important.

5.4.6. Les instruments de régulation dans les zones "sensibles"

En théorie, plus l'instrument utilisé agit directement sur l'émission polluante, plus la politique est efficace. Dans le cas des pesticides, les relations entre leur utilisation et leurs effets sont particulièrement complexes en raison de l'hétérogénéité des mécanismes de transfert des molécules concernées et des conditions de leur dégradation. De manière à répondre à l'hétérogénéité des effets toxiques des pesticides, la taxation appliquée sur l'ensemble du territoire doit être complétée localement pour répondre à l'hétérogénéité des conflits d'usage de l'environnement... (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Carpentier et Mahé, 2004). Si une réduction générale de l'utilisation des pesticides est l'objectif à atteindre, cet objectif doit être renforcé dans des zones géographiques bien définies (Natura 2000, masses d'eau à protéger...).

Cette approche par un volet global renforcé localement permet de ne pas multiplier inutilement les mesures envisagées dans un souci de transparence de la politique et d'économie des coûts administratifs des mesures mises en place. Les instruments les plus coûteux à mettre en place ne doivent s'appliquer qu'aux cas les plus délicats, tant du point de vue de l'écologie que du point de vue du revenu des agriculteurs.

5.4.6.1. Zones sensibles et activité agricole

Au delà du zonage des mesures, la localisation des productions agricoles et notamment leur concentration est une donnée importante pour la régulation des pollutions. Ce point est d'autant plus crucial que les objectifs de protection de l'environnement sont ambitieux.

L'organisation en bassins de production, la spécialisation et la concentration des activités sont elles-mêmes sources de pollution. Cette répartition est le fait de l'histoire et résulte en partie des économies externes au niveau d'une filière (effets d'agglomération) et d'avantages comparatifs locaux. La concentration traduit certes une compétitivité locale, mais elle s'est aussi construite sur la sous-évaluation des problèmes environnementaux qu'il convient de gérer maintenant. La mise en œuvre effective de mesures sévères de protection de l'environnement peut se traduire par des modifications des modes de production, voire des productions dans les zones les plus sensibles, et plus particulièrement celles où la concentration d'activités polluantes est importante. Cet aspect de la

régulation des pollutions s'avère délicat en terme politique mais n'en est pas moins essentiel.

La loi sur l'implantation des installations classées ou la protection des captages d'eau potable est une mesure bien acceptée visant à préserver l'environnement. Ces mesures permettent d'éviter l'implantation des activités de production jugées potentiellement dommageables à proximité de victimes potentielles. Mais elle n'a pas conduit à délocaliser les activités polluantes existantes. La réglementation peut ainsi limiter les conflits d'usage d'un site potentiel de production. L'avantage de ces mesures est qu'elles organisent *ex ante* l'implantation des activités productives. Il n'y a aucune raison *a priori* pour que les mêmes arguments ne soient pas utilisés afin de justifier l'abandon d'activités polluantes dès lors que les dommages qu'elles occasionnent dépassent un seuil inacceptable, que ces dommages soient maintenant reconnus à leur juste valeur ou, tout simplement, que la nature des conflits d'usage de l'environnement ait évolué.

5.4.6.2. Les mesures pouvant être mises en place en "zones sensibles"

5.4.6.2.1. Les mesures réglementaires

Si des zones sont très sensibles à l'utilisation des pesticides des mesures réglementaires sont à mettre en place. Cependant, la réglementation imposée doit être simple à mettre en œuvre et, en particulier, facilement vérifiable.

Par exemple, le dispositif des bandes enherbées pourrait être généralisé, sous réserve d'une bonne connaissance des dynamiques d'écoulement des eaux, à toute parcelle en bordure d'une zone à protéger, quelle que soit la culture considérée. Le respect de cette mesure incitative est facile à contrôler.

Ensuite, dans les zones « sensibles aux pesticides » de plus grande échelle, des dispositifs réglementaires peuvent également être mis en place. Cependant, une logique du « tout ou rien » doit être privilégiée dans ce cas. En effet :

- il est généralement plus facile de contrôler l'absence d'utilisation de pesticides qu'une utilisation conforme à certains critères

et :

- les réglementations interdisant l'utilisation des pesticides peuvent être associées à des aides à l'agriculture biologique.

La mise en place de ces normes doit être progressive, par exemple à l'occasion de la cession des terres concernées. L'Etat peut même acquérir les surfaces en question et les faire exploiter selon des conditions définies par contrat (à l'image de la solution mise en œuvre par la firme Vittel SA, la municipalité de Pontivy). La progressivité de la mise en place de la réglementation peut également utiliser dans un premier temps des mesures d'incitations financières à l'utilisation de pratiques économes en pesticides, voire la mise en place de contrats spécifiques (voir section 5.4.9.).

5.4.6.2.2. Les instruments contractuels

Les subventions pour utilisation de bonnes pratiques sont un exemple des instruments contractuels pouvant être mis en œuvre pour la régulation de problèmes de pollution à une échelle limitée. Ces contrats sont l'objet de recherches actuellement en plein développement dans le domaine de la régulation des pollutions. Les travaux réalisés dans ce domaine n'ont été que peu évoqués jusqu'à présent. Etant issus de développements théoriques plutôt spécifiques, leur présentation a été regroupée dans une section spécifique, la section 5.4.9. Nous replaçons simplement ici ces travaux dans le cadre de ce qui a été présenté jusqu'à présent.

Schématiquement, les questions essentielles auxquelles est confronté un régulateur lorsqu'il utilise des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides sont :

- le ciblage optimal des contrats : quels agriculteurs doivent faire quoi pour atteindre l'objectif environnemental fixé au moindre coût pour le régulateur?

et :

- la forme optimale des contrats : comment spécifier les contrats à proposer aux agriculteurs de manière à ce que ces derniers adoptent les comportements qu'il est souhaitable de les voir adopter au moindre coût ?

Les récents développements de la théorie (voir section 5.4.9.) fournissent les grands principes permettant de répondre au mieux à ces questions dans différentes situations. Il existe des formes de contrat (parfois assez éloignés des simples subventions pour utilisation de « bonnes » pratiques) particulièrement adaptés à certains problèmes de pollution par les pesticides, que ce soit au niveau d'une petite unité géographique ou au niveau d'un secteur particulier de la production agricole.¹¹⁹

Il est important de rappeler que dans le contexte de la régulation de l'utilisation des pesticides, les instruments contractuels sont surtout utiles pour gérer les problèmes de pollution de l'environnement et non les problèmes liés à la présence de résidus de pesticides sur les produits agricoles. En effet un des principaux intérêts de ces instruments est d'adapter les objectifs fixés à chaque agriculteur ce qui suppose donc que les exigences minimales concernant la présence de résidus de pesticides sur les produits agricoles sont satisfaites.

Il est intéressant de remarquer que les deux questions posées précédemment sont similaires à celles auxquelles tente de répondre la politique proposée dans cette partie pour la réduction de l'utilisation des pesticides à l'échelle d'un pays. La première pose le problème du choix des objectifs de réduction de l'utilisation des pesticides. La seconde pose le problème du choix des instruments à mettre en place pour atteindre ces objectifs. Cependant l'hétérogénéité des situations à gérer à l'échelle d'un pays est trop importante pour pouvoir utiliser directement les enseignements de la théorie des contrats.

En effet, bien que très générale cette théorie ne permet pas la détermination concrète d'instruments de régulation « optimaux » lorsque les situations à gérer sont hétérogènes dans un nombre de dimensions trop important.

5.4.6.2.3. Les instruments réglementaires et contractuels, et le dispositif des MAE co-financées par l'UE

Les mesures contractuelles sont souvent confondues avec les approches réglementaires couplées avec des dispositifs de compensation du revenu des agriculteurs. Si les subventions pour utilisations de pratiques économes en pesticides sont des instruments volontaires, *i.e.* des formes de contrats proposés par l'Etat que les agriculteurs décident ou non d'accepter, les mesures réglementaires ont un caractère obligatoire. Les agriculteurs soumis à des règles données peuvent recevoir des aides visant à compenser les effets du respect de la réglementation sur leur revenu. Mais ces compensations n'ont pas d'objectifs incitatifs, elles ont pour objectif de soutenir le revenu des agriculteurs.

Actuellement le dispositif des MAE co-financées par l'UE accueille toute mesure visant à inciter les agriculteurs à adopter des pratiques qui permettent une protection/préservation de l'environnement qui va au delà de celle permise par l'usage des « bonnes pratiques agricoles habituelles », ces dernières étant définies à une échelle régionale (EU-DGARD, 2005). Ces bonnes pratiques sont considérées comme les traductions nationales par les différents Etats-membres des objectifs environnementaux de l'UE en matière de pollutions d'origine agricole. Autant dire qu'il est actuellement possible de faire co-financer par l'UE beaucoup de mesures visant à réduire l'utilisation des pesticides.

¹¹⁹ Voir, e.g., Helfand, Berck et Maull (2003), Lichtenberg (2002) ou Chambers (2002) pour l'utilisation des mesures contractuelles pour la régulation des pollutions d'origine agricole.

Cet état de fait pourrait cependant être remis en cause. En vertu de l'application du principe pollueur-payeur, les agriculteurs ne devraient pas avoir droit à des aides pour se mettre en conformité avec la réglementation en vigueur (EU-DGARD, 2005). Si cette interprétation de la législation européenne devait être adoptée, un Etat-membre aurait deux options.

Soit il met en place des normes ou des règles et s'il souhaite verser des compensations aux agriculteurs, il les finance intégralement. Soit il met en place des normes très peu restrictives (même en zone potentiellement sensible) avec, en revanche, un dispositif de subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides. Cette approche lui permet d'obtenir un co-financement européen pour le versement des subventions. Etant donné que la seconde option est financièrement plus intéressante que la première pour les Etats-membres, l'UE pourrait finalement être amenée à financer essentiellement des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides... et ce en vertu de l'application du principe pollueur-payeur.

5.4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs

Les premières sections de cette partie ont permis de présenter une politique ambitieuse pour la régulation des pollutions par les pesticides : ses objectifs, les instruments qu'elle met en œuvre et les principaux mécanismes économiques qui fondent son intérêt.

Bien entendu, la cohérence des instruments proposés (taxes, mesures réglementaires et subventions pour adoption de bonnes pratiques) au sein de la politique de régulation proposée et vis-à-vis des autres politiques affectant le secteur agricole a déjà été abordée tout au long de cette partie. Cependant, la discussion de cette cohérence a surtout porté sur l'intérêt d'une combinaison d'instruments de régulation pour gérer un problème de pollution caractérisé par une forte hétérogénéité. Les pesticides sont nombreux et génèrent des pollutions différentes. Les sites de production agricole sont diversement sensibles aux pollutions par les pesticides. Les différents secteurs de la production agricole sont diversement « dépendants » de l'utilisation de pesticides chimiques.

Le premier objectif de cette section est de montrer la cohérence des instruments proposés au sein de la politique de régulation proposée en détaillant les mécanismes qui illustrent leurs complémentarités.

Le second objectif de cette section est de montrer que la politique proposée peut et doit faire partie d'un ensemble cohérent de politiques de régulation des pollutions d'origine agricole en général (pesticides, fertilisants et élevage). Les pesticides sont des intrants dont il est difficile de se passer parce qu'ils sont techniquement très efficaces dans leur rôle de protection des cultures. Mais l'importance des pesticides n'est pas uniquement liée à leurs caractéristiques intrinsèques (qui sont d'ailleurs responsables des pollutions qu'il convient de réguler). Elle est également accrue par le fait que les pratiques actuelles sont dépendantes d'une protection phytosanitaire efficace. La recherche de rendements élevés, la spécialisation des exploitations, voire l'intensification des pratiques d'élevage, sont des facteurs également très importants de l'utilisation importante de pesticides.

La première sous-section présente les principaux effets de la régulation des pollutions par les pesticides sur le revenu des agriculteurs et ses composantes. En effet, une analyse détaillée de ces effets permet de mettre en évidence d'une part la cohérence des instruments de régulation proposés ici et d'autre part les éléments sur lesquels la complémentarité de la politique proposée et des politiques agri-environnementales en général peut jouer un rôle essentiel.

5.4.7.1. Régulation des pollutions par les pesticides : coûts de production et revenu agricole

La politique de régulation de l'utilisation des pesticides proposée impliquera vraisemblablement une hausse des coûts de production des biens agricoles par rapport à la situation actuelle. Cependant, il est *a priori* difficile d'évaluer cette hausse de coût. Des références commencent à être disponibles pour les

grandes cultures (*e.g.*, Rolland *et al.*, 2003, Nolot et Debaeke, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001), ces références sont beaucoup plus parcellaires dans les cultures spéciales (ces dernières étant très nombreuses). La discussion concernant ces coûts sera donc qualitative, sachant que les arguments techniques et agronomiques avancés ici ont été confirmés par les discussions que nous avons pu avoir avec les spécialistes (agronomes ou biologistes) du groupe d'expertise. Certains sont même directement issus de ces discussions.

En fait, deux arguments essentiels plaident en faveur d'une hausse des coûts de production. Le premier concerne évidemment les taxes sur les pesticides qui jouent en faveur de cette hausse, tout comme les mesures réglementaires de réduction de l'utilisation des pesticides.

Le second argument est lié au fait que les pratiques conventionnelles de production agricole sont encore utilisées par la majeure partie des agriculteurs. Aussi, s'il n'utilisent pas les pratiques alternatives qui ont pu leur être proposées, cela vient certainement de ce que les agriculteurs ne les trouvent pas « rentables ». La notion de « rentabilité » est ici mise entre guillemets car elle peut reposer sur des critères assez différents les uns des autres. Nous tenterons de clarifier ce point autant que possible. Dans la même logique nous expliciterons autant que possible les coûts qui seront pris en compte et tenterons d'être aussi exhaustifs que possible. En particulier nous considérerons explicitement le coût du conseil aux agriculteurs et de la formation des agriculteurs et nous mettrons en évidence l'impact potentiel de l'attitude face au risque des agriculteurs. De même, nous distinguerons ici encore le cas des grandes cultures de celui des cultures spéciales.

5.4.7.2. Les pratiques économes en pesticides : avantages et contraintes

Les effets des taxes sur les pesticides seront d'autant plus importants sur le revenu agricole et/ou sur la production agricole que les agriculteurs n'ont pas d'alternatives « viables » à l'utilisation de ces produits.

Le développement de la recherche agricole, agronomique et biologique a pour but de produire ces alternatives. Des innovations sont déjà en phase de développement, notamment dans le cas des grandes cultures. D'autres sont encore à découvrir, ce qui illustre la nécessité des instruments de développement de la recherche dans ce domaine, notamment pour les cultures les moins bien loties de ce point de vue à l'heure actuelle.

La majeure partie de ces innovations semble partager trois caractéristiques essentielles que nous présentons ici au risque d'être parfois un peu caricaturaux.

5.4.7.2.1. Pesticides, intensification et spécialisation

Ces innovations reposent généralement sur une moindre intensification des pratiques culturales. En effet, puisqu'il est difficile de « remplacer » les pesticides par des produits ou des organismes aussi efficaces contre un problème phytosanitaire donné, il est nécessaire soit d'utiliser des résistances variétales, soit de réduire la fréquence d'apparition des problèmes phytosanitaires pour pouvoir réduire l'utilisation des pesticides sans trop pénaliser la production agricole.

Il existe divers moyens de réduire ce risque, les deux principaux (ou les deux plus simples) étant l'introduction de rotations culturales raisonnées (ce qui remet en cause la spécialisation) et la recherche d'objectifs de rendements moins élevés (moindre intensification). C'est la raison essentielle pour laquelle la régulation des pollutions par les pesticides devrait être raisonnée conjointement avec celle des autres pollutions, notamment celles des fertilisants organiques ou minéraux.

Cette caractéristique est importante en terme de coûts de production car elle implique qu'une pratique économe en pesticides est généralement une pratique économe en éléments fertilisants.

5.4.7.2.2. Pesticides, formation et conseil

Les pratiques de production les plus intensives s'appuient sur une élimination *ex post* des facteurs limitant de la production grâce à la protection phytosanitaire chimique, la fertilisation et l'irrigation. Afin de limiter le recours à ces intrants, les pratiques alternatives aux pratiques intensives ne cherchent pas à systématiquement éliminer les facteurs limitants de la production mais tentent soit de limiter leur apparition *ex ante*¹²⁰, soit de limiter l'utilisation des intrants polluants au minimum, *i.e.* dans une logique d'intervention raisonnée¹²¹ ou dans une logique d'agriculture de précision.¹²² L'utilisation de ces pratiques repose à la fois sur un travail d'adaptation des choix tactiques aux conditions de la campagne en cours et sur une connaissance du fonctionnement des écosystèmes agricoles. Si l'acquis de compétences générales en agronomie ou en biologie est une condition nécessaire (capital humain) à la maîtrise de ces pratiques, cette condition n'est pas suffisante. En effet, il est nécessaire que ces pratiques soient adaptées à l'exploitation considérée (capital humain spécifique, apprentissage, expérience) et qu'un travail (main d'œuvre qualifiée) soit fourni en cours de campagne pour l'adaptation des pratiques aux conditions de l'année.

Ces caractéristiques des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles fondent l'intérêt des instruments visant à la formation des agriculteurs¹²³, au développement du conseil agricole¹²⁴ (voir partie 3) et à l'adoption de ces pratiques par les agriculteurs.

Il est important de noter ici que si la formation et le conseil agricole ont des caractéristiques qui peuvent justifier un financement public, voire une mise en place au sein du secteur public, certaines formations et certains conseils peuvent faire l'objet de marchés et donc d'une offre de la part d'entreprises privées (voir partie 5.3).

Aussi, en terme de coûts si la production des innovations économes en pesticides est financée par le budget de l'Etat, les coûts de formation et de conseil peuvent être en partie payés par les agriculteurs eux-mêmes. Dans certains pays où les pratiques culturales sont moins intensives qu'en France, il existe un marché privé du conseil en protection des cultures, en particulier pour ce qui concerne le dépistage des infestations. C'est le cas notamment aux Etats-Unis¹²⁵ et au Canada.

Enfin, il est à noter que l'évolution des exigences demandées en terme de formation devrait être importante pour l'évolution de la structure du secteur agricole. En effet, les agriculteurs ont des revenus de réserve d'autant plus élevés qu'ils sont mieux formés. De fait, certains prêts ou aides sont déjà plus ou moins explicitement contingents à des diplômes ou formations, mais cette évolution pourrait s'accélérer suite à la mise en place de politiques ambitieuses de régulation des pollutions d'origine agricole en général. Afin de rentabiliser leur formation, ces agriculteurs auront probablement besoin d'exploitations de taille suffisante.

5.4.7.2.3. Pesticides et risque de production

La fonction essentielle des pesticides est d'éliminer les dommages engendrés par les ennemis des cultures. Or par nature, les infestations des cultures sont aléatoires. Aussi, pour ce qui concerne les risques phytosanitaires, les pesticides ont un caractère contre-aléatoire qui favorise leur utilisation par

¹²⁰ Précédents de cultures « nettoyantes », alternance de pesticides pour limiter l'apparition des résistances, adaptation des dates de semis, des densités des semis, préservation des auxiliaires...

¹²¹ Après dépistage des infestations ou évaluation des besoins, selon une prévision précise...

¹²² Avec du matériel adapté, utilisation d'images satellite...

¹²³ Aménagement de l'enseignement agricole, financement de formations spécifiques (émanant du secteur public ou privé), aides à l'acquisition de formations payantes...

¹²⁴ Aide au fonctionnement des Groupes de Développements Agricoles, aides à l'acquisition de services de conseil payant (dépistage des infestations...).

¹²⁵ Les rendements moyens du blé tendre sont de l'ordre de 25-30 quintaux/hectare aux Etats-Unis. En 1994, un maraîcher américain utilisait en moyenne 200 USD de pesticides par hectare (Fernandez-Cornejo, Beach et Huang, 1994), contre l'équivalent de 670 USD en France en 1990 (Carles, 1992 ; Carles et Bonny, 1993).

des agriculteurs averse au risque ou soumis à certaines contraintes (qualitatives ou quantitatives ; voir partie 5.2).

Les pratiques conventionnelles sont génératrices de risques phytosanitaires fréquents. Elles justifient donc une importante utilisation de pesticides, dans le sens où des infestations fréquentes génèrent des besoins de protection fréquents. *A contrario* les pratiques alternatives, parce qu'elles cherchent par principe à diminuer l'occurrence des infestations, génèrent des possibilités importantes d'économies de pesticides.

Mais s'il est aisé d'intervenir en cas de risque élevé d'infestation ou d'infestation avérée, il est plus difficile d'assurer qu'une intervention n'est pas utile.¹²⁶ L'utilisation de pratiques économes en pesticides peuvent donc impliquer une prise de risque (par comparaison vis-à-vis des pratiques conventionnelles), car il est impossible d'exclure la possibilité d'erreurs de diagnostic, voire l'impossibilité d'intervenir lorsque cela serait nécessaire (voir partie 5.3).

Cette prise de risque génère donc des coûts de gestion spécifiques.¹²⁷ Il n'est d'ailleurs pas anodin que les Etats-Unis, un pays où les pratiques culturales sont en général beaucoup plus extensives qu'en France, aient choisi de mettre en place un système d'assurance récolte. Bien entendu, la variabilité des récoltes des agriculteurs américains due aux ennemis des cultures n'est qu'un élément de ce choix.

Le risque d'erreur importe pour des agriculteurs averse face au risque mais il peut être difficile à accepter par les agriculteurs pour des raisons d'ordre structurel (voir partie 5.2). Un maraîcher ou un producteur de fruits doit « assurer » la qualité de ses produits afin de pouvoir les vendre en frais. Ce point illustre la situation particulière des cultures spéciales vis-à-vis de la protection phytosanitaire et montre l'intérêt d'instruments visant à agir sur les exigences auxquelles sont soumises ces productions.

5.4.7.2.4. Un cas particulier intéressant : pesticides et élevage

A notre connaissance, aucune étude ne traite de l'utilisation des pesticides par les éleveurs. Or, il est probable que, même si elle repose sur les mêmes bases agronomiques et techniques, l'utilisation des pesticides par les éleveurs est spécifique. Cette spécificité concerne essentiellement les cultures destinées au fourrage. Ne serait-ce qu'en raison de l'importance des surfaces destinées à la production de maïs, la question mériterait au moins d'être abordée.

Plusieurs des points évoqués ci-dessus prennent une dimension particulière dans le cas de l'élevage. L'utilisation de pratiques économes en pesticides est *a priori* beaucoup plus difficile pour un éleveur que pour un cultivateur.

Etant fortement occupés par leur cheptel, les éleveurs ont généralement moins de temps à consacrer à leurs cultures que les cultivateurs (sauf lorsqu'ils disposent d'une main d'œuvre relativement abondante), ce qui tend à renforcer l'intérêt des instruments visant à stimuler l'offre de services de conseil (voire de services de protection phytosanitaire).

Ensuite, étant donné que le fourrage ne fait pas réellement l'objet d'un marché, un éleveur qui cultive habituellement son propre fourrage pourra difficilement s'approvisionner ailleurs que sur sa propre exploitation (voir partie 5.2). Aussi, il pourra lui être difficile d'accepter de baisser ses rendements, de même qu'il trouvera difficile de prendre des risques dans le domaine de la production de fourrage.

En fait, la question de l'intensification des pratiques d'élevage est le cœur du problème considéré ici. Plus le chargement animal est élevé sur une exploitation :

- plus la contrainte d'alimentation du cheptel est élevée, ce qui se traduit par des exigences en terme de rendement et d'« assurance » sur ces rendements,
- moins l'agriculteur est susceptible d'être disponible pour ses cultures,
- plus l'exploitation est susceptible d'engendrer des problèmes de pollutions azotées...

¹²⁶ Là encore, les résistances variétales font figure d'exception.

¹²⁷ Coût du maintien d'une épargne de précaution, coût des emprunts liés à une mauvaise année, coûts liés à une protection phytosanitaire préventive suite à une campagne « ratée », ...

Bien entendu, les prairies ne sont pas concernées par les points développés ici. Ceci met en évidence la complémentarité des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole en général.

5.4.7.3. Les pratiques économes en pesticides : bénéfiques et coûts

Les sous-sections 5.4.4.2. et 5.4.4.3. mettent en évidence les éléments qui déterminent l'élaboration du revenu d'un agriculteur qui serait soumis à des taxes sur les pesticides qu'il utilise et qui, pour contourner l'effet de ces taxes, utiliserait des pratiques économes en pesticides.

Les bénéfices de l'utilisation de ces pratiques se définissent en terme de revenu direct :

- une moindre utilisation de pesticides devenus onéreux et donc une réduction des coûts des traitements associés,

et :

- une moindre utilisation d'intrants liés à l'intensification des pratiques culturales, notamment une moindre utilisation d'engrais.

Par ailleurs, la santé de l'agriculteur pourrait bénéficier d'une moindre utilisation de pesticides.¹²⁸ De même, l'image de l'agriculture auprès de l'opinion ne pourrait qu'être améliorée si une baisse significative des pollutions d'origine agricole devait être constatée.

Les coûts liés à l'utilisation de ces pratiques sont en terme de revenu direct :

- des rendements moindres. Cet effet pourrait vraisemblablement être atténué à moyen terme pour les grandes cultures¹²⁹ et à plus long terme pour le maraîchage et la production fruitière (la viticulture étant un cas particulier),
- les coûts liés à la gestion de l'accroissement de risque lié à un moindre recours à la protection phytosanitaire préventive,
- les coûts implicites liés à un accroissement de travail de la part des agriculteurs ou les coûts liés à l'acquisition de services payants en protection des cultures (dépistage...)

et :

- les coûts liés à l'acquisition de compétences spécifiques. Ces coûts se mesurent en terme de temps de travail, voire en terme d'achats spécifiques (formations, documentation, coûts des expérimentations mises en place sur l'exploitation dans le cadre d'un GDA...).

Les deux derniers types de coûts évoqués ici sont relativement difficiles à évaluer puisqu'ils ne sont pas achetés (accroissement du temps de travail de l'exploitant...). Certains de ces coûts peuvent être ou sont déjà en partie financés par l'Etat.

Les coûts liés à la formation sont en fait des investissements en capital humain. Ces investissements peuvent être récupérables dans le sens où ils pourraient être exploités ailleurs que sur l'exploitation de l'agriculteur. Il s'agit des compétences générales en agronomie, des connaissances des mécanismes biologiques en jeu au niveau des infestations des cultures... Ces compétences pourraient par exemple être exploitées dans le cadre d'organismes ou d'entreprises de conseil agricole. D'autres compétences sont trop spécifiques pour être utilisées ailleurs. L'expérience que l'agriculteur a acquise à propos de certaines pratiques lorsqu'elles sont mises en place sur son exploitation sont dans ce cas.

D'autres coûts peuvent intervenir pour l'adoption de pratiques culturales économes en pesticides, comme le coût de l'achat de matériel (matériel de piégeage...). Ils ne seront pas pris en compte ici dans la mesure où ils peuvent être spécifiques aux cultures considérées. Notons cependant qu'il est possible que certains investissements, notamment en gros matériel ou en matériel sophistiqué, soient importants.

¹²⁸ Antle et Pingali (1994) et Antle, Cole et Crissman (1998) mettent en évidence un effet négatif des pesticides sur la productivités de producteurs de pommes de terre Equatoriens.

¹²⁹ Hormis dans le cas des cultures destinées à l'alimentation du cheptel de l'exploitation sur lesquelles elles sont produites.

5.4.7.4. Utilisation de pratiques économes en pesticides et taxation : quelques éléments pour une "évaluation" de l'évolution du revenu et des coûts de production agricoles

Bien entendu, la comparaison des coûts et bénéfices recensés ci-dessus est difficile. Certains de ces bénéfices sont par nature difficilement évaluables mais, et peut-être surtout, beaucoup d'entre eux ne sont pas encore connus. D'une part, beaucoup des pratiques évoquées ici sont encore en cours de développement, *i.e.* de validation et d'évaluation.

D'autre part, beaucoup des coûts concernés dépendront des pratiques mises en œuvre effectivement et des politiques mises en place. Par exemple, le prix qu'un agriculteur consentira à payer pour se procurer les services d'un « dépesteur » d'infestations dépend des pratiques qu'il met en œuvre et du niveau des taxes instaurées sur le prix des pesticides. Le service d'un « dépesteur » aura d'autant plus de valeur pour un agriculteur que les pesticides sont chers et les pratiques culturales utilisées par cet agriculteur procurent des opportunités d'impasses sur les traitements (voir partie 5.3).

Enfin, les coûts et les bénéfices attendus de l'utilisation de pratiques culturales alternatives aux pratiques conventionnelles dépendent des pratiques considérées, des cultures considérées, des conditions pédo-climatiques dans lesquelles ces pratiques sont mises en œuvre, des niveaux de taxation utilisées... et leurs interactions.

Des conjectures issues de notre expérience et des discussions que nous avons pu avoir avec nos collègues agronomes peuvent cependant être formulées. Elles n'ont pas valeur d'« évaluation ». L'objectif de leur présentation est de mettre en évidence les éléments essentiels d'une évaluation des effets d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides sur le secteur agricole, dans le cas où cette politique est articulée autour de deux instruments de base : des taxes sur les pesticides et une politique cohérente de recherche, formation et conseil en protection des cultures.

5.4.7.4.1. Fonction de coût de production, fonction de coût marginal de production, compétitivité et revenu

Dans un premier temps, nous analysons les effets des taxes et de l'utilisation de pratiques culturales à bas intrants sur les coûts de production et le revenu des agriculteurs. A cet effet, nous introduisons dans un premier temps deux notions : la fonction de coût variable de production $C(.)$ et la fonction de coût marginal de production $C_m(.)$. Pour une culture donnée produite avec un rendement y , la fonction de coût variable $C(y)$ donne le coût des intrants variables engagés pour l'obtention de y . Dans le contexte de la production végétale, cette fonction est généralement supposée croissante et convexe en y , ce qui traduit formellement l'idée selon laquelle le coût des intrants engagés dans la production augmente plus que proportionnellement avec le rendement recherché. La fonction de coût marginal $C_m(y)$ est la dérivée en y de la fonction de coût $C(y)$:

$$(15) \quad C_m(y) \equiv \frac{\partial C(y)}{\partial y}$$

Le coût marginal de production $C_m(y)$ s'interprète classiquement comme le coût en intrants variables de la $y^{\text{ième}}$ (dernière) unité produite. Etant donnée la convexité de $C(y)$ en y , $C_m(y)$ est croissante en y , conformément à la loi des rendements décroissants.

La notion de coût marginal de production est intéressante parce qu'elle permet simplement de caractériser le niveau de production choisi par un agriculteur qui optimiserait son revenu. En effet, la solution en y du programme de maximisation du revenu :

$$(16) \quad \underset{y}{\text{Max}} [py - C(y)]$$

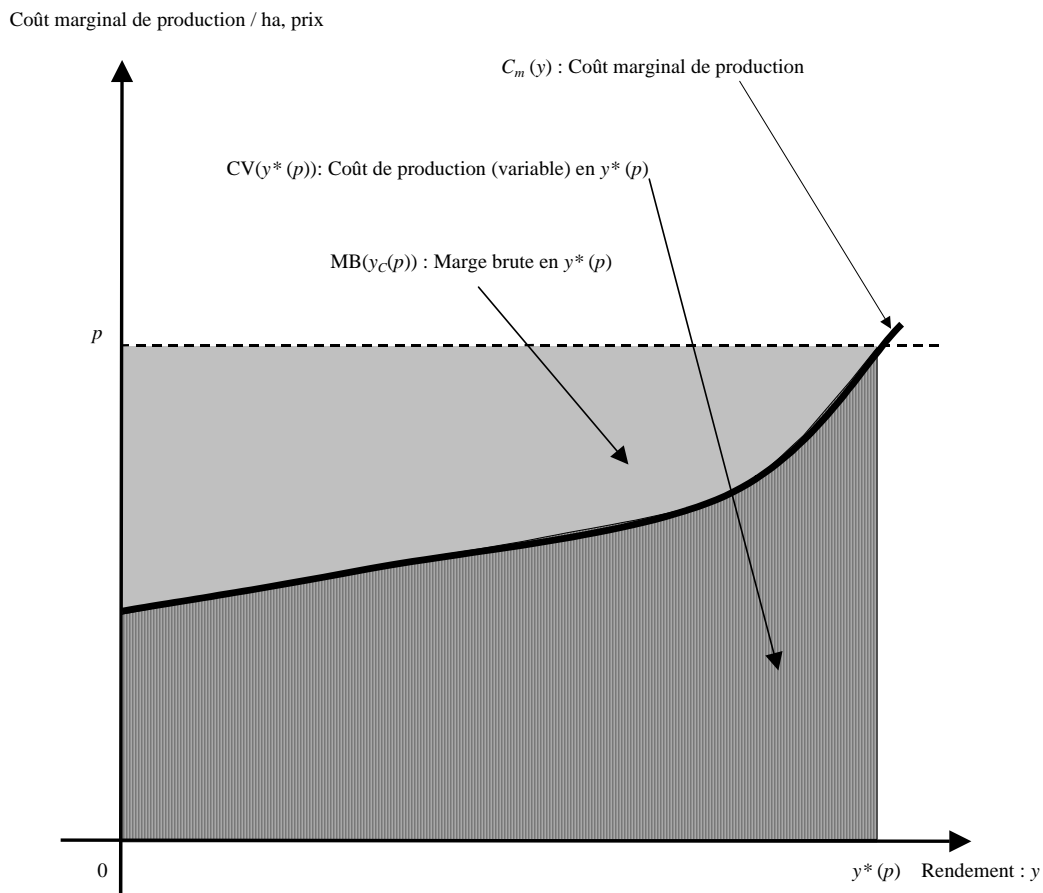
où p est le prix du produit et $py - C(y)$ le revenu obtenu (à l'hectare ici), est caractérisée par la condition du premier ordre :

$$(17) \quad C_m(y^*) = p.$$

A l'optimum de production le coût de la dernière unité produite $C_m(y^*)$ est égale à ce que rapporte cette unité, c'est-à-dire son prix p .

La figure 5.4-1. utilise la notion de coût marginal pour définir graphiquement l'optimum de production (de rendement ici), le coût de production à l'optimum et la marge brute. La courbe $C_m(y)$ décrit l'évolution du coût marginal de production en fonction des rendements y recherchés. L'optimum de production est défini par l'égalité de $C_m(y)$ et de p . Ce niveau optimal est donné par $y^*(p)$. Le revenu brut optimal de l'exploitant est donné par $y^*(p)p$, graphiquement ce revenu brut est mesuré par la surface du rectangle gris. Le coût variable de production $C(y^*(p))$ à l'optimum est donné par la surface grisée et hachurée, elle correspond à la « somme » des coûts marginaux entre $y = 0$ et $y = y^*(p)$.¹³⁰ Par différence entre le revenu brut $y^*(p)p$ et le coût variable de production, on obtient la marge brute dégagée à l'optimum de rendement.

Figure 5.4-1. Coûts marginaux de production, niveau de production optimal et marge brute



Bien entendu, la forme de $C_m(\cdot)$ dépend du prix des intrants (variables) engagés dans la production et des techniques de production utilisées. Aussi la taxation des pesticides, comme l'utilisation de pratiques économes en pesticides définissent la forme des fonctions de coûts marginaux de production.

La notion de coût marginal de production est au cœur de la notion de compétitivité. En effet, si le prix de marché est fixe alors les niveaux de production des producteurs dépend essentiellement de la valeur de leurs coûts marginaux de production par rapport au prix de vente de leur produit. La taxation des pesticides joue bien évidemment dans le sens d'une perte de compétitivité des produits végétaux français, mais une politique active d'innovation et de conseil en terme de pratiques culturales économes en pesticides joue dans le sens d'un accroissement de compétitivité. La question est ici bien évidemment de savoir si les effets du progrès technique incorporés dans les pratiques culturales innovantes permettront de compenser les effets de la perte de compétitivité liée à l'instauration du

¹³⁰ Qui correspond à la valeur de l'intégrale du coût marginal de production entre $y = 0$ et $y = y^*(p)$.

système de taxation. Comme nous le verrons, cette question est loin d'être tranchée car s'il est évident que les taxes auront des effets négatifs à court terme, le progrès technique incorporé dans les pratiques culturales innovantes aura des effets positifs plus difficiles à évaluer.

De plus la compétitivité en terme de coûts de production n'est pas le seul élément du revenu agricole. Le rôle des aides publiques sur le revenu agricole n'est plus à démontrer dans l'UE, voire dans la plupart des pays développés, y compris les Etats-Unis. Puisque ce soutien semble ne pas devoir être remis en cause pour l'instant (dans l'UE), nous aborderons la question des coûts de production autant dans l'optique de l'évolution de la compétitivité des produits agricoles français que dans l'optique de l'évaluation des compensations qui pourraient être versées aux agriculteurs.

Dans le contexte de la politique de régulation envisagée ici, c'est-à-dire d'une politique de régulation à l'échelle de la France, le prix des produits agricoles ne devrait pas être modifié de manière substantielle. En effet une baisse de la production française peut toujours être compensée par une hausse des importations en provenance d'autres Etats-membres de l'UE, voire d'autres pays.

La possibilité de mettre en place des instruments visant à limiter ces importations pour des raisons sanitaires liées à la présence de résidus de pesticides ne sera pas considérée ici. Tout d'abord, cette éventualité est plus qu'hypothétique, l'UE réglementant sévèrement la mise en place de ces « barrières non tarifaires » aux échanges intra-communautaires tout comme l'OMC au niveau extra-communautaire. Ensuite, cette question déborde largement du cadre de cette expertise. Enfin, si la politique envisagée est mise en place progressivement (avec des aménagements discutés plus bas) son effet sur la production agricole pourra être limité. La discussion de ce dernier point est l'objet principal de la suite de cette section.

Tableau 5.4-2. Importance des dépenses de produits phytosanitaires des exploitations françaises en 2002 et pour diverses orientations technico-économiques

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céréales et oléoprotéagineux	Ensemble des grandes cultures	Maraîchage	Vin de qualité	Autre viticulture	Fruits et autres cultures permanentes
Dépenses de pesticides (€/ha de SAU)	121	131	685	398	287	410
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	10.2	9.4	2.7	3.8	9.2	6.0

Source : Calculs à partir du Réseau d'Information Comptable Agricole du SCEES.

Deux cas seront distingués dans cette optique : celui des grandes cultures et celui des cultures spéciales. Les arguments pour cette distinction ont déjà été développés et seront à nouveau utilisés dans les paragraphes suivants, ils sont simplement rappelés ici. Les dépenses de pesticides sont plus importantes en valeur (par hectare) dans les cultures spéciales (voir tableau 5.4-2.). Ces cultures sont plus souvent pratiquées sur de petites exploitations peu diversifiées. Certaines de ces cultures sont pérennes. Les produits de ces cultures sont généralement plus fragiles vis-à-vis des infestations, en termes qualitatifs et quantitatifs.

5.4.7.4.2. Taxation et innovations : effets sur les coûts et les marges dans le cas des grandes cultures

La figure 5.4-2a. utilise la notion de coût marginal pour comparer graphiquement les coûts et bénéfices liés à l'instauration d'une taxe sur les pesticides et à l'utilisation de techniques de production à bas intrants dans le cas des grandes cultures.

La courbe $C_{mC}(y)$ définit le coût marginal de production de y en conventionnel mais sans taxe. A l'optimum, l'agriculteur doit ici viser le rendement $y_C(p)$, un rendement élevé.

Si des taxes de niveau incitatif sur les pesticides sont mises en place et que l'agriculteur ne modifie pas ses pratiques (à très court terme), son coût de production augmente alors fortement. Graphiquement, la

courbe de coût marginal en production conventionnelle lorsque la taxe est en place $C_{mCT}(y)$ est nettement au dessus de $C_{mC}(y)$. Cependant, dans ce cas le rendement à l'optimum est peu modifié : $y_{CT}(p)$ est proche de $y_C(p)$. L'instauration des taxes tend alors surtout à augmenter les coûts de production et donc à diminuer sensiblement la marge brute de l'agriculteur.

Dès lors, l'agriculteur a intérêt à utiliser des pratiques culturales plus adaptées au contexte économique instauré par la taxe. Il a donc intérêt à adopter des pratiques à bas niveaux d'intrants caractérisées par la courbe de coût marginal $C_{mBIT}(y)$. Puisqu'elles utilisent moins d'intrants (et en particulier moins de pesticides) ces pratiques sont moins coûteuses que la pratique conventionnelle : $C_{mBIT}(y)$ est nettement en dessous de $C_{mCT}(y)$. Les résultats obtenus en grandes cultures avec ces pratiques et en particulier avec des variétés adaptées (Rolland *et al.*, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001) montrent qu'à leur optimum ces pratiques pourraient permettre d'obtenir des rendements proches de ceux obtenus en production conventionnelle. Aussi, $y_{BIT}(p)$ est proche de $y_{CT}(p)$.

Si la taxe n'avait pas été instaurée, le coût marginal des pratiques à bas niveaux d'intrants aurait été donné par $C_{mBI}(y)$. Ces coûts sont proches de ceux avec la taxe : $C_{mBI}(y)$ est proche de $C_{mBIT}(y)$. En effet, ces pratiques sont économes en pesticides, leurs coûts sont donc moins sensibles aux prix des pesticides que les coûts de la production conventionnelle.

Les pratiques à bas intrants permettent d'obtenir des marges brutes assez proches et plutôt supérieures à celles obtenues avec des pratiques conventionnelles, tout au moins dans le contexte de prix actuel (voir, *e.g.*, Rolland *et al.*, 2003, Nolot et Debaeke, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001). Cependant, il convient d'être prudent lors de l'utilisation des résultats décrits par ces courbes, qui sont en fait des résultats issus d'expérimentations.

Les écarts de coûts entre les pratiques à bas niveaux d'intrants et les pratiques conventionnelles tels qu'ils sont décrits par la figure 5.4-2a sont relativement importants. Il représente les écarts de coûts calculés lors de l'exploitation de résultats expérimentaux. Ces écarts ne représentent cependant pas les écarts de coûts tels que les agriculteurs les perçoivent ou les calculent. En effet lorsque les agriculteurs estiment les coûts de leur utilisation des pratiques à bas niveaux d'intrants, ils intègrent (au moins implicitement) les coûts supplémentaires imposés par l'utilisation de ces pratiques : temps de travail supplémentaire, acquisition de conseils, acquisition de formation, risques supplémentaires...

Ces coûts plus ou moins implicites, peuvent être jugés supportables par des agriculteurs spécialisés et intéressés par les innovations techniques. Mais ces coûts peuvent être prohibitifs pour des agriculteurs aux contraintes de temps rigides, averses au risque ou tout simplement peu désireux d'investir leur temps ou leur argent dans des formations (les agriculteurs proches de l'âge de la retraite et sans successeur). De même, les techniques qui fonctionnent dans certaines conditions pédo-climatiques peuvent ne pas fonctionner dans d'autres conditions... Aussi, ces coûts non mesurés habituellement peuvent expliquer la faible utilisation des pratiques à bas niveaux d'intrants.

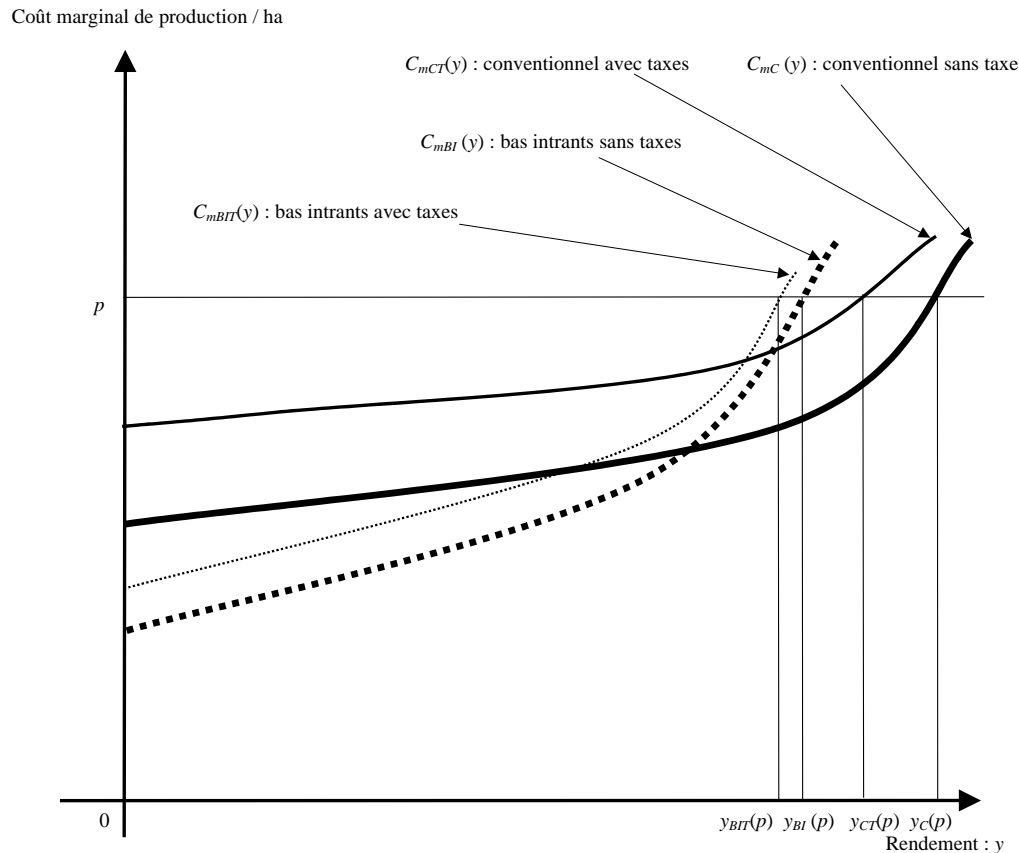
L'intérêt de la taxation est ici d'accroître les écarts entre les coûts facilement observables (coût des pesticides, des engrais...) entre les pratiques conventionnelles et les pratiques à bas intrants : l'écart entre $C_{mBIT}(y)$ et $C_{mCT}(y)$ est plus important que l'écart entre $C_{mBI}(y)$ et $C_{mC}(y)$. Ceci a pour effet de favoriser les techniques à bas intrants en terme de coûts facilement observables et a pour but d'inciter les agriculteurs à faire l'investissement de l'adoption des pratiques à bas intrants.

Enfin, il est intéressant de noter ici que si p le prix du produit baisse, cela favoriserait automatiquement les pratiques à bas intrants, que les taxes soient mises en place ou pas. En effet, les techniques à bas niveaux d'intrants sont d'autant plus intéressantes que le prix du produit est bas : les courbes $C_{mBI}(y)$ et $C_{mBIT}(y)$ sont plus « pentues » que les courbes $C_{mC}(y)$ et $C_{mCT}(y)$. Ces techniques ont été mises au point dans cette optique, par anticipation des récentes réformes de la PAC sur le prix des produits des grandes cultures. De fait, l'effet d'une baisse de 20% du prix des céréales aura plus d'impact qu'une hausse de 20% du prix des pesticides puisqu'une baisse du prix des céréales de $a\%$ a le même effet qu'une hausse de $a\%$ de tous les intrants utilisés par les céréaliculteurs.¹³¹

Il semble qu'actuellement les producteurs de grandes cultures soient encore en phase d'ajustement de leurs pratiques suite à la baisse des prix de vente de leurs produits. Cette question mériterait d'être étudiée plus précisément car elle est directement liée à l'utilisation des pesticides en grandes cultures.

¹³¹ Tout au moins en l'absence de risque sur les récoltes ou les prix.

Figure 5.4-2a. Coûts (sans les coûts de conseil/formation) marginaux de production hypothétiques : cas des grandes cultures



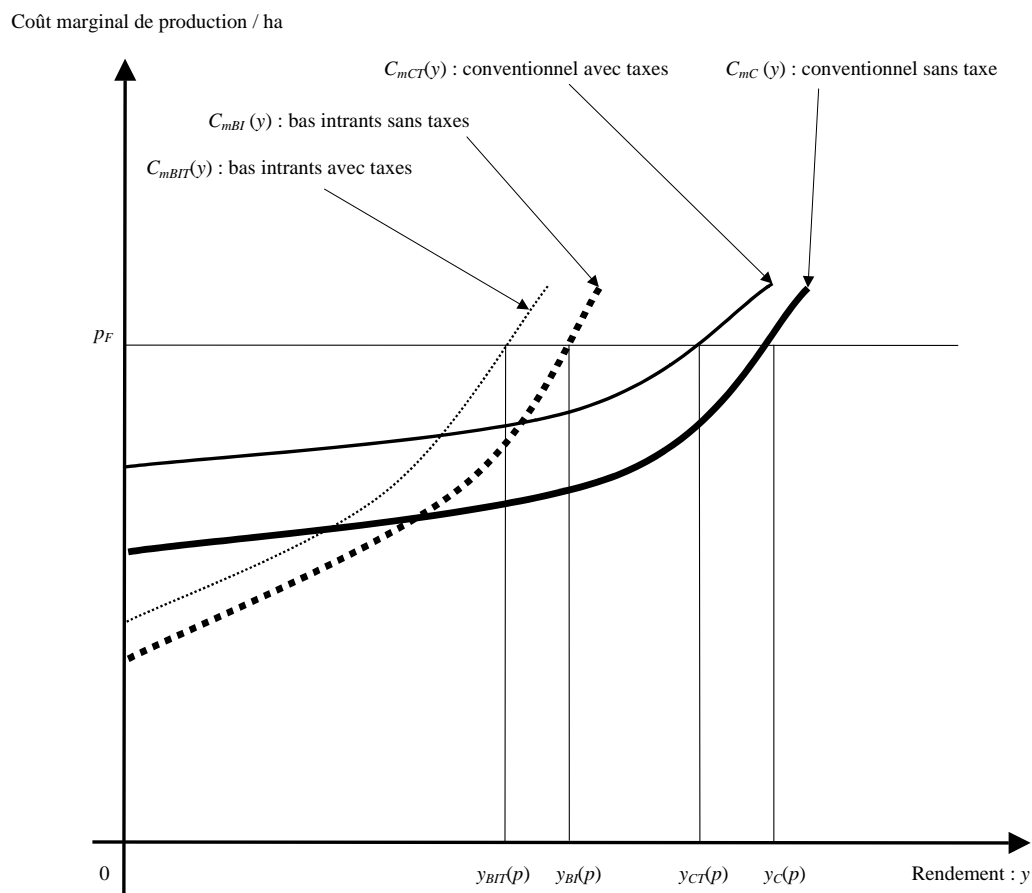
5.4.7.4.3. Taxation et innovations : effets sur les coûts et les marges dans le cas des cultures spéciales

La figure 5.4-2b présente une analyse graphique des mêmes évolutions dans le contexte du maraîchage et/ou des productions fruitières. En fait, les positions relatives des courbes de coût est la même que dans le cas des grandes cultures. Cependant, il existe une différence importante entre le cas des grandes cultures et celui des cultures spéciales. Les dépenses de pesticides pour un hectare de maraîchage sont plus de 4 fois supérieures à celles des dépenses de pesticides par hectare de grande culture. Le rapport est de l'ordre de 2,5 dans le cas des cultures fruitières (Carles, 1993 ; Carles et Bonny, 1993).

Il semblerait en effet que les alternatives aux pesticides soient moins efficaces ou en tous cas moins intéressantes économiquement pour ces cultures que pour les grandes cultures. Ces différences s'expliquent en partie par la sensibilité de ces produits vis-à-vis d'attaques fongiques ou des déprédateurs animaux que ce soit d'un point de vue quantitatif ou qualitatif (ce qui joue sur le prix des produits), par la forte spécialisation de ces exploitations et par le caractère pérenne de certaines cultures. Les considérations liées aux risques quantitatifs ou qualitatifs semblent particulièrement importantes dans le cas des cultures spéciales (y compris pour la viticulture) (voir partie 5.2). Il convient pourtant de tenir compte ici de ce que ces cultures sont très hétérogènes.

L'effet de la protection phytosanitaire sur la qualité de ces produits suggère un rôle potentiellement important d'une politique de développement de la production biologique et des politiques visant à diminuer les exigences en terme d'aspect ou de longueur de conservation qui portent sur ces produits (voir paragraphe 5.4.6.2.4.).

Figure 5.4-2b. Coûts marginaux (sans les coûts de conseil/formation) de production hypothétiques : cas maraîchage et production fruitière



5.4.7.5. Des mesures complémentaires pour le secteur des cultures spéciales

5.4.7.5.1. L'adaptation de la politique de réduction de l'utilisation de pesticides

De fait, les productions pour lesquelles il n'existe pas ou peu d'alternatives à la lutte chimique préventive sont actuellement très dépendantes des pesticides. Les cultures spéciales (maraîchage, production fruitière, viticulture, horticulture) semblent être dans ce cas. Ces cultures sont en général très fragiles vis-à-vis de certaines attaques fongiques ou de certains insectes. Les pertes quantitatives liées à certaines infestations comme le mildiou de la vigne ou de la pomme de terre peuvent être catastrophiques.

Cependant, même s'ils sont particulièrement sensibles dans le cas de ces productions, ces risques font partie intégrante de l'activité agricole. Selon cette logique, ces productions ne réclament pas de « traitement » particulier en ce qui concerne la forme de la politique de régulation des pollutions par les pesticides. Il n'en reste pas moins qu'une politique de taxation incitative devrait fortement affecter ces productions.

Il convient alors d'adapter l'évolution du niveau des taxes des pesticides de ces cultures, d'adapter le niveau des compensations à verser aux producteurs de ces secteurs et d'adapter le niveau des efforts de recherche pour des méthodes de protection ou de production spécifiques à ces cultures. La forme de la politique envisagée jusqu'ici n'a pas à être remise en cause dans le cas de ces cultures. La dynamique

de la mise en œuvre de cette politique doit simplement être adaptée au rythme attendu des modifications des pratiques pouvant être mis en place pour ces cultures.

5.4.7.5.2. Les contraintes spécifiques imposées sur le secteur des cultures spéciales

Néanmoins, la dépendance de ces productions vis-à-vis des pesticides peut également être plus spécifique. En effet, elle est souvent accrue par des facteurs plus « structurels » dans le sens où l'utilisation des pesticides peut être induite par des phénomènes qualitatifs, *i.e.* des exigences des utilisateurs de ces produits.

Par exemple, les légumes ou fruits, pour être vendus en frais donc sur les marchés les plus rémunérateurs, doivent être exempts de toute tâche de pourriture ou de moisissure, ce qui implique l'utilisation de fongicides, et doivent être « présentables » selon les standards de la distribution (pommes exemptes de tâches de tavelure...), ce qui là encore implique l'utilisation de pesticides. Des exigences de cette nature concernent également les produits destinés à la transformation. Le cahier des charges des AOC de vin impose généralement l'utilisation de certains cépages, ce qui interdit l'utilisation de cépages résistants.

Ces phénomènes expliquent pourquoi les producteurs de ces produits sont peu enclins à utiliser des pratiques économes en pesticides et ce même si des taxes importantes devaient être instaurées.

Dans le contexte actuel, deux alternatives semblent s'offrir à ces producteurs si des taxes importantes sur les pesticides devaient être mises en place. Soit ils adoptent les pratiques de l'agriculture biologique et ses canaux de commercialisation, soit ils continuent à répondre aux exigences des utilisateurs de leurs produits. Dans ce dernier cas, ils ont deux options : utiliser des pratiques économes en pesticides en acceptant les risques ou ne pas modifier leurs pratiques actuelles.

5.4.7.5.3. Contraintes spécifiques et instruments complémentaires

D'un point de vue économique, des subventions spécifiques peuvent être utilisées en complément de mesures de régulation des problèmes de pollution lorsque les autres instruments empêchent les agents régulés de répondre à certaines exigences de production jugées socialement désirables (Carraro et Soubeyran, 1996)¹³². Cependant, ces subventions doivent répondre au problème de fond qui est celui des exigences des utilisateurs de ces produits (Katsoulacas et Xepapadeas, 1996)¹³³. On retrouve ici le résultat de Tinbergen (1952).

Des instruments peuvent être utilisés pour jouer sur ces exigences, même si toutes ne pourront pas être remises en cause.

La production biologique, même si elle n'est évidemment pas la panacée, permet de développer certains arguments et de montrer l'intérêt de certains instruments. La conversion à l'agriculture biologique est une solution envisageable pour les exploitations dans les zones les plus sensibles aux pollutions par les pesticides.

Aussi le développement des marchés de produits de l'agriculture biologique aurait deux avantages : celui de permettre à certains consommateurs d'exprimer leurs préférences tout en leur permettant de participer au financement des politiques de réduction des pollutions *via* l'achat de produits plus onéreux. Cependant, il convient de noter que malgré une forte expansion au cours de ces dernières années, l'agriculture biologique resterait en France un micro-marché dont les plus optimistes la situent à moyen terme à 5% de la production agricole française (Bellon *et al.*, 2000). Ceci dit des débouchés pourraient même être développés à l'exportation, notamment dans les pays scandinaves, en Allemagne ou en Suisse.

¹³² Quoique que dans un autre contexte.

¹³³ Là encore dans un autre contexte.

En fait, dans ce contexte, les produits issus de l'agriculture biologique ont deux avantages principaux par rapport aux produits standards :

- les produits issus de l'agriculture biologique sont généralement vendus à des prix plus élevés que les produits standards

et ;

- ces produits ne sont pas soumis aux mêmes contraintes que les produits standards, notamment en terme d'aspect et de délai de conservation.

Ces caractéristiques suggèrent plusieurs pistes de développement des marchés de l'agri-biologique. Trois types d'instruments peuvent être mis en œuvre dans ce sens, avec chacun un objectif précis :

- la sensibilisation des consommateurs aux problèmes posés par la production agricole conventionnelle et donc à l'intérêt des modes de production alternatifs,
- la crédibilité des labels « écologiques »,

et :

- la participation active de la grande distribution (lieu de vente principal des produits alimentaires).

S'il était avéré que beaucoup de consommateurs achètent les produits issus de l'agriculture biologique lorsqu'ils sont informés des avantages qu'il y a à développer ce type de production, des campagnes d'information ou de sensibilisation pourraient être mises en place. Ces campagnes pourraient également informer les consommateurs quant aux délais de conservation de ces produits et à leur aspect moins « sain » que les produits standards. Ces instruments auraient pour objectif de stimuler la demande des produits non standards, voire de réduire les exigences des consommateurs vis-à-vis des produits standards, ce qui pourrait avoir un impact sur d'autres produits que les fruits et légumes.

Bien entendu, ces instruments de sensibilisation n'ont d'intérêt que si des instruments visant à la création voire à la promotion de ces labels sont mis en place, ou tout au moins si les objectifs des instruments déjà mis en place à cet effet sont renforcés. L'utilisation de ces instruments est activement développée en Californie ou aux Pays-Bas.

Cependant, ces instruments ne donneront leur pleine mesure qu'avec la participation active de la grande distribution dans ce domaine. En effet, la distribution des produits issus de la production biologique impose des contraintes à contre-courant des tendances observées dans ce domaine jusqu'alors : priorité aux produits « zéro défaut », à la longue conservation, à un approvisionnement régulier et centralisé... Pourtant, certaines actions de enseignes de la grande distribution semblent prometteuses dans ce domaine. Il est peut-être possible de mettre en évidence des convergences d'intérêt entre les producteurs de produits agri-biologiques et ces entreprises, notamment au travers d'accords volontaires (voir section 5.4.9.). Ici encore, il semble qu'il faille faire sauter quelques verrous et qu'il faille viser des objectifs de long terme.

Bien entendu, d'autres labels que ceux de l'agriculture biologique pourraient être développés, pourvu qu'ils soient crédibles. A cet égard la production raisonnée soulève une question de crédibilité dans la mesure où le contrôle de la pratique de ce mode de production est difficile (en supposant qu'il soit bien défini). Cette réserve ne s'applique pas à l'agriculture biologique.

5.4.7.6. Un bilan prospectif

Bien que l'exercice soit difficile et risqué, nous dressons ici un bilan des effets d'un politique de taxation incitative couplée à des efforts de recherche et de formation. Nous considérons des taxes du niveau de celles mises en place au Danemark, c'est-à-dire de l'ordre de 30 à 40% du prix des pesticides.

A court-moyen terme, le système de taxation aurait un impact assez fort sur le revenu agricole mais assez faible sur les choix de pratiques culturales des agriculteurs. Aussi l'impact de court terme de la taxe est essentiellement un effet négatif sur le revenu. Les cultures les plus pénalisées seraient celles

pour lesquelles les pesticides représentent une plus grande part du revenu brut, c'est-à-dire les grandes cultures.

A moyen-long terme, l'incitation créée par la taxation et la disponibilité de conseils spécifiques favorise l'adoption de pratiques économes en pesticides. Cette modification des pratiques peut être attendue à un horizon de 5-10 ans pour les grandes cultures. Ces cultures offrent plus de souplesse en termes de rotations et les innovations en terme de pratiques à bas niveaux d'intrants semblent prometteuses.

Cette modification de pratique paraît plus délicate pour les cultures spéciales, en tous cas elle ne paraît envisageable qu'à un horizon temporel plus éloigné.

Dans tous les cas, l'impact de ces mesures sur le revenu agricole est difficile à prédire, même en terme de marges brutes. Ceci dit, une analyse conduite de manière systématique pourrait permettre d'obtenir des évaluations assez précises tout au moins pour le moyen-long terme (5 à 10 ans). Des prédictions à un horizon plus éloigné relèvent plus de la prospective que de la prévision, et ce d'autant plus que ces prédictions dépendraient énormément des instruments de politique de régulation effectivement mises en place.

En tout état de cause, la mise en place d'une politique ambitieuse pour la régulation des pollutions par les pesticides suppose un diagnostic préalable de la situation : identification des zones sensibles ; recensement et évaluation des pratiques économes en pesticides ; évaluation des effets des instruments envisagés sur l'utilisation des pesticides, sur les niveaux de production agricole et le revenu agricole... Le comité Bichel a établi un diagnostic de la situation danoise en deux ans. Pour ce faire, il a réuni des scientifiques, des experts et s'est appuyé sur des données recueillies à cet effet.

Bien entendu, ces évaluations ont deux buts. Le premier est de permettre de bien préciser les arbitrages en jeu pour la définition des objectifs environnementaux à atteindre, notamment les objectifs en terme de réduction de l'utilisation des pesticides. Ce point renvoie au début de cette partie et à la partie 5.1.

Le second objectif de l'évaluation de ces impacts est de déterminer le niveau et la forme des aides compensatoires destinées aux agriculteurs, si cela s'avérait utile et en conformité avec les attentes de la société. Cette question fait l'objet de la section suivante qui considère le problème des aides pouvant être versées aux agriculteurs suite, surtout, à l'instauration de taxes sur les pesticides. Elle pose le problème des mesures d'accompagnement de la politique de régulation des pollutions, des mesures de soutien du revenu agricole et de la cohérence des politiques de régulation du secteur agricole.

5.4.8. Compensations et soutien du revenu agricole

La section précédente a abordé la question de la cohérence de la politique de régulation par les pesticides proposée sous l'angle des coûts explicites ou implicites qu'elle impose au secteur agricole. En fait, cette optique a été choisie parce qu'évidemment le revenu des agriculteurs est au cœur de la question de la régulation des pollutions d'origine agricole.

Pourtant, dans une très large mesure, nous avons volontairement séparé la question du revenu des agriculteurs de celle du choix des instruments de régulation des pollutions proprement dits. Ces instruments doivent être incitatifs même s'ils paraissent *a priori* coûteux pour les agriculteurs. Pour régler le problème des pollutions par les pesticides, il est préférable d'instaurer des taxes élevées sur le prix de ces produits pour inciter les agriculteurs à réduire leur utilisation de ces produits (et inciter les fabricants de ces produits à mettre au point des pesticides de moins en moins toxiques/écotoxiques), quitte à verser des aides compensatoires aux agriculteurs, conformément au théorème de Tinbergen (1952). L'idée de base est ici qu'une petite taxe sur les pesticides est peu utile.

Dans ce contexte, on peut se demander si, au lieu d'instaurer un système de taxation avec compensation du revenu, il ne serait pas préférable d'instaurer un système de subventions à

l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Le début de cette partie présente une analyse économique de cette question : d'une part les subventions pour bonnes pratiques sont très coûteuses à mettre en place, d'autre part ces subventions sont moins efficaces que des taxes pour la régulation des pollutions. Contrairement aux subventions pour bonnes pratiques, les taxes agissent à la fois du côté de l'offre et de la demande de pesticides. Dans la même logique, une taxe différenciée exerce une incitation constante sur la diminution de l'utilisation de pesticides et sur la diminution des effets toxiques/écotoxiques des pesticides, ce qui lui confère de bonnes propriétés à long terme. Ensuite, si la taxe génère un revenu disponible pour le budget de l'Etat, ce dernier est en charge d'utiliser au mieux ces rentrées fiscales, sachant qu'en principe l'obtention de ce revenu n'est pas l'objet de la taxe. Enfin, si les taxes constituent un instrument d'intervention peu précis, le dispositif de taxation peut être complété localement ou pour certains secteurs de la production agricole.

A ces arguments de type économique un autre peut être ajouté. Il s'agit de celui de la transparence de la politique de régulation des pollutions agricoles et de l'intervention dans le secteur agricole vis-à-vis de la société dans son ensemble. En effet, verser des aides aux agriculteurs peut être justifié par deux arguments : la multi-fonctionnalité de l'agriculture et une répartition plus « équitable » ou plus « juste » de la charge directe de la mise en place de mesures de régulation des pollutions d'origine agricole. L'argument de la multi-fonctionnalité sera abordé plus bas. Il dépasse dans une large mesure le contexte de la régulation des pollutions d'origine agricole.

Les instruments incitatifs de la politique de régulation choisie font porter dans un premier temps une charge importante au secteur agricole. Si les objectifs de cette politique sont bien choisis et si les instruments de cette politique sont cohérents dans une optique d'efficacité économique, tous les membres de la société bénéficient des effets de cette politique puisque les pollutions sont réduites au moindre coût pour la société. La question est dès lors de savoir si la répartition des coûts directs (pertes de revenu des différents membres de la société) est équitable. Puisque les aides versées aux agriculteurs proviennent du budget de l'Etat (et donc des contribuables), elles permettent de répartir la charge de la réduction des pollutions d'origine agricole sur l'ensemble des membres de la société, et non sur les seuls agriculteurs. Cet argument est plus politique qu'économique. En effet c'est à la société de le faire en fonction du projet qu'elle décide pour elle-même dans le cadre d'un débat démocratique.¹³⁴ Selon cette logique, la question du montant des aides à verser aux agriculteurs dépend du « contrat social » passé entre la société et ses agriculteurs.

La stricte application du principe pollueur-payeur est problématique à cet égard. De fait, elle tend à faire oublier le fait que les agriculteurs et les fabricants (et distributeurs) de pesticides ne sont pas les seuls à bénéficier de l'utilisation des pesticides. Elle rend donc difficile la mise en place des compensations en cas de taxation.

Après ce bref rappel, nous replaçons le problème de la régulation des pollutions d'origine agricole et du soutien des revenus agricoles dans une perspective plus générale. En effet cette mise en perspective nous paraît nécessaire tant les débats sur la question du soutien du secteur agricole paraissent confus. Dans cette optique, une comparaison entre la situation de l'agriculture française et celle de l'agriculture d'autres pays (développés) permet de mettre en évidence les enjeux liés à ces questions.

5.4.8.1. Les enjeux du soutien du secteur agricole dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides

D'un point de vue technique des pratiques économes en pesticides ou des pratiques à bas niveaux d'intrants sont déjà utilisées par les agriculteurs d'autres pays développés. Les maraîchers américains parviennent à produire des légumes de qualité satisfaisante en utilisation bien moins d'intrants polluants que les agriculteurs français. De même, les producteurs australiens de grandes cultures ont toujours utilisé des pratiques culturales à bas niveaux d'intrants. Ces pratiques ne sont peut-être pas

¹³⁴ Ce qui ne les empêche pas d'avoir des idées précises à ce propos, et les débats d'idées associés. Salanié (1998) présente cette question de manière très claire.

adaptées au contexte pédo-climatique français, mais il vraisemblable qu'en utilisant des pratiques similaires à celles utilisées par leurs homologues américains ou australiens mais adaptées au potentiel agricole français, les agriculteurs français obtiendraient certainement des marges brutes intéressantes, hors coût de la main d'œuvre salariée.

La question de la dépendance du revenu des agriculteurs français vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est donc relative, elle est en fait beaucoup plus liée à des considérations économiques et structurelles qu'à des considérations techniques ou agronomiques.

Le coût de la main d'œuvre non qualifiée est moins élevé aux Etats-Unis qu'en France, ce qui joue un rôle important pour les cultures intensives en main d'œuvre comme les cultures spéciales. La même remarque s'applique pour le coût des carburants aux Etats-Unis. De même, les exploitations américaines ou australiennes sont beaucoup plus grandes que les exploitations françaises. Aussi, un agriculteur américain ou australien, même avec des marges à l'hectare plus faibles peut obtenir un revenu équivalent ou supérieur à celui que pourrait obtenir un agriculteur français. En outre, une grande exploitation offre d'importantes possibilités en terme de rotations culturales et de diversification des assolements, donc de gestion des risques de production.

Dans l'hypothèse où les exigences des pollutions d'origine agricole devaient s'avérer pénalisantes pour les marges à l'hectare des cultivateurs, la question posée à l'Etat (donc à la société dans son ensemble) se pose dans les termes suivants.

L'Etat doit-il simplement accompagner l'évolution de la structure du secteur agricole, ce qui devrait conduire à une accélération de l'agrandissement des exploitations et donc à une diminution du nombre d'agriculteurs, ou l'Etat doit-il agir pour préserver la structure actuelle du secteur agricole ?

Par le passé, la France a choisi l'option de préserver la structure de son secteur agricole, voire le niveau de sa production agricole. Mais les débats actuels au sein de l'UE, notamment sous l'impulsion du Royaume-Uni, montrent l'émergence d'une importante remise en cause de ce compromis. Il n'est pas question d'entrer ici dans ce débat mais plutôt de le clarifier un peu. En ce sens, nous analyserons la question des modalités de la compensation des effets négatifs sur le revenu des agriculteurs des instruments incitatifs de la régulation des pollutions par les pesticides (taxes et interdiction) et non celle du niveau de ces compensations.

Un Etat peut aider un secteur de production de son économie selon trois modalités principales. Les deux plus connues sont d'une part le financement de la recherche et du conseil et d'autre part la mise en place d'aides économiques (mesures de soutien des prix des produits..., aides directes au revenu des producteurs). Ces deux modalités seront présentées ici. La troisième modalité d'aide est moins immédiate. Lorsqu'un secteur produit des pollutions (des externalités négatives), le fait de ne pas mettre en place d'instruments de régulation de ces pollutions est une aide implicite à ce secteur. En effet, l'intérêt public voudrait que ces pollutions soient produites en quantités inférieures aux quantités actuellement produites. Lorsqu'il existe des instruments pouvant être mis en place pour la régulation de ce problème, ne pas les utiliser revient à favoriser ce secteur. Cette absence d'intervention pose deux problèmes.

L'un est d'ordre économique : une intervention correctement menée accroîtrait le niveau de bien-être de la société prise dans son ensemble. L'autre est d'ordre éthique : l'absence d'intervention laisse les dommages liés à l'émission de ces pollutions intégralement à la charge des victimes de ces pollutions.

5.4.8.2. Création d'un environnement technologique favorable

L'intervention de l'Etat dans le domaine technologique se justifie pour deux raisons principales. Certaines innovations technologiques ont des caractéristiques (de bien public) qui les rendent peu intéressantes à produire par des entreprises privées. Lorsqu'une entreprise ne peut s'approprier (grâce notamment au dépôt d'un brevet) une part suffisante des bénéfices que des innovations procurent à la société, elle est peu incitée à produire ces innovations. De même, certaines innovations, bien *qu'in fine* bénéfiques à ceux qui les adoptent, ont des caractéristiques qui font qu'elles se diffusent difficilement

auprès de leurs utilisateurs potentiels. Là encore, l'Etat peut intervenir pour favoriser cette diffusion si toutefois cette diffusion s'avère bénéfique pour la société.

5.4.8.2.1. Recherche, développement et conseil

Les politiques de financement de la recherche, du développement et de la diffusion du conseil pour l'utilisation de technologies efficaces et adaptées au contexte économique dans lequel ce secteur opère entrent dans ce cadre. La partie 5.3 développe cette question dans le cas de la protection phytosanitaire et justifie dans une large mesure l'intervention de l'Etat dans ce domaine.

En effet, les pratiques culturelles peuvent difficilement faire l'objet de brevets qui pourraient permettre à leurs concepteurs de bénéficier de leurs efforts de recherche dans ce domaine. Puisqu'une entreprise privée ne pourrait s'approprier une partie des bénéfices de l'utilisation de ces pratiques, elle n'est pas incitée à investir dans ce domaine (Evenson, 1995).

Selon une logique analogue, les conseils utiles à la pratique de l'agriculture raisonnée en général ont un caractère générique (public) qui rendent leur production peu intéressante par une entreprise privée. En effet, des agriculteurs peuvent se grouper pour acheter des évaluations de risque d'infestation afin de partager les coûts de cette acquisition. L'Etat peut donc intervenir dans ce domaine en produisant lui-même ces informations (comme dans le cadre des SRPV), éventuellement en demandant aux agriculteurs une participation financière. Mais l'Etat peut également utiliser les traditionnelles valeurs d'entraide du secteur agricole en participant au financement des activités de groupements d'agriculteurs (GDA...). De nombreuses modalités d'intervention ont et peuvent être imaginées dans ce cas.

Les conseils tactiques peuvent faire l'objet d'un marché lorsqu'ils sont suffisamment spécifiques. Les services de dépistage des infestations entrent, tout au moins en partie, dans cette catégorie comme en témoigne l'existence de marchés du dépistage aux Etats-Unis ou au Canada.

5.4.8.2.2. Des aides pour des changements de technologie majeurs

Il est important de rappeler que les aides qui peuvent être octroyées en cas de transition technologique majeure n'ont de justification économique que si elles sont transitoires et que si cette transition est bénéfique à la société dans son ensemble (voir la partie 5.3).

L'adoption des pratiques économes en pesticides se heurtent à des freins inhérents à toute transition technologique significative. Pour le cas du secteur agricole, Baerenklau (2005) présente une synthèse des problèmes spécifiques à ces transitions technologiques. Ces problèmes spécifiques peuvent justifier une intervention de l'Etat lorsqu'elle permet d'amorcer ou tout au moins d'accélérer l'adoption de pratiques qui s'avèreront bénéfiques par la suite.

La plupart des pratiques culturelles économes en intrants nécessitent un apprentissage pour être maîtrisées par les agriculteurs. En effet, les résultats obtenus par l'emploi de ces pratiques dépendent souvent des conditions dans lesquelles elles sont mises en œuvre. En outre elles doivent généralement être adaptées au contexte des exploitations. En ce sens, l'adoption d'une nouvelle pratique culturelle est d'autant plus considérée comme une prise de risque que cette pratique est différente de celle déjà utilisée par l'agriculteur et qu'elle nécessite des adaptations spécifiques. Cet apprentissage génère des coûts d'expérimentation dont la prise en charge par l'Etat peut être justifiée en partie d'un point de vue économique si ces pratiques sont à l'origine de bénéfices qui dépassent celui du revenu des agriculteurs (ce qui est le cas des pratiques économes en intrants polluants).

Ensuite, l'adoption de certaines pratiques peut bénéficier d'effets « boule de neige » (qui sont en fait des effets externes positifs de production d'information) puisqu'un agriculteur peut bénéficier du fait que ses voisins ont adopté certaines pratiques s'il peut partager leur expérience. En fait, un agriculteur qui adopte une pratique innovante ne considère généralement que le bénéfice que lui-même peut en

retirer. Or, en adoptant cette pratique il produit des connaissances et une expérience qui pourraient être utiles à ses voisins. Cet effet bénéfique de l'adoption précoce peut justifier des aides spécifiques de la part de l'Etat qui viseraient alors à amorcer un effet boule de neige. Cette aide peut être d'autant plus importante qu'il peut être rationnel pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent de nouvelles pratiques pour analyser leurs effets, laissant ainsi supporter les coûts d'expérimentation des nouvelles pratiques à d'autres. Ceci dit, ces aides liées aux effets d'apprentissage mutuel ne doivent pas dupliquer celles versées pour la production de conseil, par exemple le financement de GDA.

Ces aides peuvent prendre la forme (Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1998 ; Isik et Khanna, 2003 ; Khanna et Zilberman, 1997 ; Fuglie et Kascak, 2001 ; Baerenklau, 2005) :

- d'aides transitoires, ces aides jouant le rôle de compensations pour la prise de risque technologique,

ou :

- d'aides à la mise en place d'expériences de démonstration qui peuvent prendre des formes diverses (voir la partie 5.3).

Ces mesures spécifiques ne seront cependant pleinement opérantes que si les agriculteurs désirent réellement adopter ces pratiques, ces mesures ne sont que des mesures d'accompagnement des instruments visant à inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides.

5.4.8.3. Soutien au revenu des agriculteurs et multi-fonctionnalité de l'agriculture

Les nombreux débats entourant la question de la forme du soutien à accorder au secteur agricole tendent maintenant à se focaliser autour de la multi-fonctionnalité de l'agriculture.¹³⁵ En effet, du point de vue des économistes la multi-fonctionnalité de l'agriculture peut justifier l'utilisation de mesures de soutien spécifiques à ce secteur.

Cet argument va au delà du problème de la régulation des pollutions d'origine agricole et de la répartition « équitable » ou « juste » de sa charge directe. Cependant, dans les débats entourant la définition des politiques de régulation des pollutions, ces deux arguments tendent à être confondus, ce qui rend ces débats assez confus (Bonnieux et Weaver, 1996 ; Abler, 2004 ; Guyomard et Le Bris, 2003).

Le but de cette sous-section est de montrer qu'il est dans une très large mesure nécessaire de déconnecter deux problèmes :

- celui de question de la compensation des effets négatifs des instruments incitatifs de régulation des pollutions d'origine agricole

et :

- celui de la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture.

En effet, la prise en compte de la multi-fonctionnalité de l'agriculture doit se jouer au niveau des objectifs de la régulation environnementale et non pas après, *i.e.* ni au niveau du choix des instruments de cette régulation, ni au niveau du choix des modalités de compensation des effets des instruments incitatifs choisis pour cette régulation. Utiliser des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture pour définir les modalités de compensation de la politique de régulation environnementale revient de fait à remettre en cause les objectifs de cette politique.

¹³⁵ Abler (2004) analyse de façon très synthétique et claire les questions scientifiques (et politiques) soulevées par la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Guyomard et Le Bris (2003) font de même mais dans une perspective plus centrée sur la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture en tant qu'argument de négociation au GATT.

5.4.8.3.1. La multi-fonctionnalité de l'agriculture : le concept

Le concept de multi-fonctionnalité se réfère au fait qu'un secteur de production peut, en plus de produire les biens qui génèrent son chiffre d'affaires, produire d'autres biens qui peuvent bénéficier à la société. Historiquement ce concept a commencé à être utilisé de manière significative à la fin des années 1990 dans l'UE, notamment pour justifier ou tenter de justifier des mesures de protection ou de soutien du secteur agricole dans le cadre du GATT (Abler, 2004).

Cependant, l'idée de la multi-fonctionnalité de l'agriculture a ensuite été reprise et clarifiée par les économistes agricoles et les économistes de l'environnement. Les questions auxquelles tentent de répondre ces économistes sont les suivantes :

- La multi-fonctionnalité de l'agriculture justifie-t-elle un soutien public spécifique à ce secteur ?¹³⁶
- Si oui, selon quelles modalités ce soutien doit-il être apporté ?

La première question est celle des objectifs du soutien au secteur agricole : si l'agriculture produit effectivement des biens utiles à la société qui ne peuvent être produits que par elle alors cela peut justifier des aides particulières à ce secteur puisque cela va dans le sens de l'intérêt collectif.

La seconde question considère les instruments à utiliser pour atteindre les objectifs fixés. En effet, si les autres fonctions (que la production de matières premières agricoles) de l'agriculture dépendent du nombre d'agriculteurs, alors il convient de soutenir le revenu des agriculteurs pour que ces derniers continuent à exercer leur activité. Dans ce cas, il est en effet inutile de soutenir la production agricole elle-même puisque ces autres fonctions ne dépendent pas directement du volume produit. Ce résultat résulte de l'utilisation du principe selon lequel un instrument est d'autant plus efficace qu'il agit directement sur les éléments qui contribuent à l'objectif fixé : le nombre d'agriculteurs dans l'exemple considéré ici. En fait, définir les instruments qui permettent d'assurer le maintien des autres fonctions de l'agriculture nécessite une analyse des liens techniques entre la production agricole et les autres fonctions de l'agriculture (Abler, 2004).

Le tableau 5.4-3. recense les principales productions non-marchandes du secteur agricole. L'agriculture produit, outre les biens agricoles qu'elle vend, des bénéfices liés :

- aux paysages qu'elle entretient,
- à l'entretien d'espaces ouverts et généralement publics,
- au stockage de gaz à effets de serre,
- au contrôle des inondations,
- au maintien d'un patrimoine culturel paysan,
- sa contribution au développement rural,
- sa contribution à la sécurité alimentaire,
- ...

¹³⁶ En fait, la question est généralement plus précise : la multi-fonctionnalité de l'agriculture justifie-t-elle, d'un point de vue économique, des mesures de protection aux frontières et des mesures de soutien des prix agricoles ? Cette question de science économique fait directement écho aux affirmations de certains gouvernements européens dans ce domaine (Abler, 2004).

Tableau 5.4-3. Les autres "fonctions" de l'agriculture, leur valeur et leur liens techniques avec la production agricole

	Valeur économique	Lien technique avec la production agricole
Effets positifs		
Paysage agricole	Valeurs esthétiques	Surfaces agricoles, assolements, types d'élevage, bâtiments, haies...
Espace	Valeurs esthétiques, Valeur des activités récréatives (chasse, promenades)	Surfaces agricoles, assolements, bâtiments, haies, ...
Contrôle des inondations	Réduction des dommages non réparés liés aux inondations, Coûts liés aux réparations des dommages liés aux inondations, Effet d'assurance	Surfaces agricoles, types de cultures, haies, ...
Piège pour gaz à effets de serre	Réduction des dommages des gaz à effet de serre	Surfaces agricoles, types de cultures
Transmission d'un héritage culturel	Valeur patrimoniale	Nombre d'agriculteurs, productions traditionnelles
Développement des zones rurales	Valeur d'une répartition harmonieuse de la population sur le territoire, Valeur des emplois liés au secteur agricole	Surfaces agricoles, niveau des productions agricoles
Sécurité alimentaire	Réduction des coûts liés à des ruptures d'approvisionnement, Effet d'assurance	Niveau des productions agricoles
Effets négatifs		
Pollutions liés aux intrants chimiques	Domages à la faune et la flore naturelle, Domages à la santé humaine, Coût de potabilisation de l'eau	Niveau d'utilisation des intrants agricoles polluants, localisation des activités agricoles
Pollutions liées aux effluents d'élevage	Domages à la faune et la flore naturelle, Domages à la santé humaine, Coût de potabilisation de l'eau, Coûts des odeurs	Niveau des productions animales, localisation des productions animales
Emissions de gaz à effet de serre	Domages des gaz à effets de serre	Niveau des productions animales
Pollutions esthétiques	Valeurs esthétiques	Nombres des bâtiments "industriels", localisation des bâtiments "industriels"...
Pression sur les ressources en eau	Coût des aménagements pour la gestion de la ressource en eau, Valeur de la réduction des activités récréatives, Coûts des restrictions pour l'utilisation d'eau	Surfaces irriguées, assolements irrigués, localisation des surfaces irriguées
Réduction de la biodiversité	Réduction de la valeur du patrimoine naturel	Surfaces agricoles (non "naturelles")

A l'exception des fonctions liées au développement rural et à la sécurité alimentaire, ces autres fonctions de l'agriculture font peu l'objet de débats. En effet, d'une part ces fonctions concernent des biens à caractère public dont la production (ou le maintien à des niveaux jugés désirables d'un point de vue de social) peut requérir l'intervention de l'Etat, d'autre part le niveau de production de ces biens publics ne dépend pas directement des niveaux de production des biens agricoles. La production de ces biens publics requiert le maintien de l'occupation du sol et de l'emploi agricole à des niveaux suffisants.

5.4.8.3.2. La sécurité alimentaire

Les débats sont en revanche plus vifs pour ce qui concerne le rôle du secteur agricole au niveau du développement rural et quant à l'intérêt d'un objectif de sécurité alimentaire

L'objectif de sécurité alimentaire peut être justifié si des considérations de politique internationale (guerres, rétorsions commerciales) amènent à penser que le risque de ruptures d'approvisionnement de biens essentiels est important.

Dans le contexte actuel, cet objectif pose essentiellement deux problèmes. Du point de vue de la politique commerciale, cet objectif est incompatible avec les règles de l'OMC puisque sécuriser

l'approvisionnement domestique en biens agricoles par la production domestique de ces biens requiert des instruments de stimulation et de protection du secteur agricole domestique. Du point de vue de la politique interne, cet objectif de production domestique minimale peut être incompatible avec des objectifs élevés en matière de réduction des pollutions d'origine agricole.

5.4.8.3.3. Le rôle de l'agriculture dans le développement rural

Le rôle de l'agriculture en tant que secteur essentiel du développement rural est remis en cause puisqu'il n'est pas prouvé qu'il serait plus coûteux pour l'Etat de favoriser l'implantation d'autres activités en milieu rural pour assurer le développement rural. En outre, un rôle moteur de l'agriculture dans le développement rural requiert une certaine intensité de l'activité agricole. En effet, la quantité d'emplois induits par ce secteur repose sur des niveaux de production suffisants pour justifier le maintien d'une activité agro-alimentaire, voire sur des niveaux d'utilisation d'intrants suffisants pour justifier le maintien d'une activité d'agro-fourriture. Comme nous l'avons discuté dans la première partie et dans les premières sections de cette partie, le maintien de niveaux importants de production est, tout au moins en partie, incompatible avec des objectifs ambitieux en matière de régulation des pollutions par les pesticides. Cette incompatibilité est évidemment totale en ce qui concerne le maintien de niveaux importants de ventes de pesticides (voir partie 5.1).

5.4.8.3.4. Multifonctionnalité de l'agriculture et objectifs environnementaux

De fait, pour ce qui concerne la régulation des pollutions par les pesticides (et de la plupart des pollutions d'origine agricole), l'argument de la multi-fonctionnalité de l'agriculture pose moins la question des modalités du soutien au revenu des agriculteurs que celle des objectifs environnementaux qu'il est possible de se fixer (voir la partie 5.1). En effet, chercher à poursuivre plusieurs objectifs conduit à faire des choix ou des arbitrages lorsque certains objectifs sont incompatibles entre eux.

Schématiquement, se fixer des objectifs environnementaux très ambitieux en matière de réduction des pollutions d'origine agricole tout en maintenant le niveau des productions agricoles à son niveau actuel (dans l'optique d'un maintien d'un tissu économique en milieu rural ou d'exigences en matière de sécurité alimentaire) est peu réaliste, même si le potentiel d'innovations technologiques peut être important dans cette optique.

Dans le cas des pesticides, se donner les moyens et le temps de mettre en place un changement de technologie de production permet, tout au moins en partie, d'éliminer la liaison technique entre niveaux de production et niveaux d'utilisation de pesticides. Cependant, il paraît improbable que, même parfaitement mené, ce changement technologique permette de réduire significativement l'utilisation de pesticides sans réduire les rendements des productions agricoles même s'il est évident que des progrès techniques permettront de compenser partiellement¹³⁷ la baisse de l'utilisation de pesticides chimiques.

En guise de conclusion, déconnecter la question de la compensation des effets négatifs des instruments incitatifs et la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture paraît judicieux.

Lorsque la technologie de production d'un secteur polluant est telle que la réduction des niveaux de pollution requiert une réduction des productions associées, alors décider de réduire les niveaux de pollutions revient à décider de réduire les niveaux des productions. Si la société accepte cet état de fait en se donnant des objectifs de réduction des niveaux de pollution et choisit de mettre en place des instruments d'incitation permettant d'atteindre ces objectifs, il n'est plus question de mettre en place des instruments visant à accroître les niveaux de production. Ces objectifs sont tout simplement incompatibles étant donné la technologie de production utilisée par le secteur polluant. Ceci montre

¹³⁷ Le doublement des rendements du blé tendre du début des années 1960 au début des années 1990 est souvent cité en exemple du potentiel des progrès techniques agricoles. Il convient cependant de ne pas oublier qu'une partie de ce doublement peut être attribué à l'utilisation de pesticides chimiques.

simplement qu'il existe généralement un arbitrage entre objectifs environnementaux et objectifs de production.

Mais dès lors que les objectifs environnementaux sont fixés, il est possible de compenser les pertes du secteur régulé. Les instruments utilisés pour cette compensation ne doivent cependant pas remettre en cause les effets des instruments utilisés pour la régulation, *i.e.* n'incitent pas à la production qui est génératrice de pollution. Choisir d'autres instruments ne se justifie d'un point de vue économique que par la poursuite d'autres objectifs que des objectifs environnementaux.

Les modalités de compensation qui satisfont ces conditions vérifient dans une large mesure les conditions imposées par l'OMC en terme de soutien au revenu des agriculteurs. Elles sont également de plus en plus utilisées par l'UE dans le cadre de la réforme de la PAC.

5.4.8.4. Soutien du revenu des agriculteurs et OMC

Nous évoquons brièvement les récentes réformes de la PAC vis-à-vis des modalités de soutien du revenu agricole. En particulier, nous discutons la question du couplage des aides qui s'avèrera importante à considérer par la suite puisqu'elle conditionne le choix des aides possibles.

5.4.8.4.1. OMC et soutien du secteur agricole

Les systèmes de soutien des prix ont, conformément aux accords signés par l'UE dans le cadre de l'OMC, été abandonnées au profit d'aides plus directes, *i.e.* moins couplées aux niveaux de production.

D'un point de vue politique l'abandon de ces instruments de soutien est justifié par les distorsions de concurrence que ces systèmes engendraient sur les marchés internationaux, l'élimination de ces distorsions étant l'objectif principal de l'OMC. Du point de vue de l'OMC, tout instrument de soutien susceptible d'interférer avec les choix de production (assolements et rendements objectifs) des agriculteurs n'est pas « admissible ». L'OMC classe ainsi les instruments d'aide dans différentes « boîtes », la boîte verte (*green box*) contenant les aides admissibles, la boîte rouge contenant les plus inadmissibles (*red box*). Aussi, de plus en plus, les aides versées aux agriculteurs le sont selon des modalités visant à empêcher ces aides de créer des distorsions de concurrence en faveur des agriculteurs vis-à-vis de leurs concurrents internationaux, afin d'être plus en conformité avec les exigences de l'OMC.

Du point de vue de l'économie de l'environnement, l'abandon du soutien des prix s'avère également bénéfique dans la mesure où ce soutien créait des incitations à produire à la marge intensive, *i.e.* à accroître les rendements et donc à utiliser des pratiques intensives en intrants polluants, et à la marge extensive, *i.e.* à mettre en culture des terres auparavant en prairie. L'abandon des aides spécifiques par cultures peuvent être également vues comme bénéfiques d'un point de vue environnemental, ne serait-ce que parce qu'elles défavorisent la culture du maïs-fourrage au profit des prairies. Ces aides n'étaient pas découplées car elle favorisaient certaines cultures.

Ceci dit, à partir du moment où une aide versée à un agriculteur lui permet de maintenir son activité agricole cette aide est couplée vis-à-vis de la production agricole, selon un effet à la marge extensive. Aussi toute aide versée aux agriculteurs est en quelque sorte couplée au niveau de production agricole en général.

Cependant, le cadre réglementaire de l'OMC n'exclut pas de la boîte verte toutes les aides qui peuvent être versées aux agriculteurs. Pour pouvoir entrer dans la boîte verte, ces aides doivent être découplées au maximum, c'est-à-dire (Guyomard et Le Bris, 2003) :

- Ces aides doivent être calculées à partir de critères définis sur une période de base, par exemple une base historique.
- Ces aides ne doivent pas être liées aux volumes de production, aux utilisations d'intrants ou aux prix de la production ou des intrants des années suivant la période de base.
- Le versement de ces aides ne doit pas être contingent à la production des agriculteurs.

Ces critères sont définis de sorte à limiter au maximum la création de distorsions de concurrence.

5.4.8.4.2. OMC et compensations versées aux agriculteurs au titre de l'entretien et de la protection de l'environnement

L'OMC considère également que des aides à caractère environnemental peuvent faire partie de la boîte verte.

Les aides à la production d'aménités environnementales des MAE (*e.g.*, entretien des haies) peuvent entrer dans le cadre de la boîte verte, à partir du moment où le niveau des aides ne dépassent pas le sur-coût engendré par la production de ces aménités. Par exemple, les aides à l'entretien de haies ne doivent pas dépasser le coût des intrants que l'agriculteur mobilise à cet effet, y compris son temps de travail. Le co-financement des MAE par l'UE est contingent au respect de ce critère.

Les compensations versées aux agriculteurs soumis à des contraintes environnementales particulières entrent également dans le cadre de la boîte verte de l'OMC. Par exemple, si des taxes incitatives sur les prix des pesticides sont imposées, il est possible de compenser les agriculteurs sur la base des pertes de revenus que l'instauration des taxes fait subir aux agriculteurs. Cependant, ces aides doivent prendre la forme d'aides directes, par exemple prendre la forme des aides versées aux producteurs européens de grandes cultures (hormis les producteurs français qui continuent à bénéficier d'aides spécifiques aux cultures).

5.4.8.5. Compensation des effets des mesures incitatives de la régulation des pollutions par les pesticides

Les contraintes imposées par l'OMC ou l'UE sont justifiées d'un point de vue strictement économique. En effet, ces aides doivent être destinées à compenser les pertes de revenu des agriculteurs, et non pas les effets des taxes sur les volumes de production. Chercher à compenser un secteur de production *via* un soutien des prix des produits annulerait les effets des taxes. Verser des aides par cultures est également délicat car ces aides peuvent avoir des effets pervers, notamment lorsqu'elles favorisent l'assolement des cultures les plus consommatrices de pesticides.

Pour autant, le versement de ces compensations ne se fait pas sans problème. Le premier type de problème est d'ordre technique : comment calculer ces compensations ? Le second est d'ordre politique : comment faire accepter ces compensations, notamment aux agriculteurs, et comment les intégrer dans le cadre de la PAC ?

5.4.8.5.1. Le calcul des aides visant à compenser les effets négatifs des instruments incitatifs sur le revenu des agriculteurs

Le calcul des compensations peut s'avérer être un exercice délicat mais pas insurmontable. Des calculs de ce type ont déjà été utilisés en 1992 dans le cadre de la mise en place des aides compensatoires liées à la réforme du système de soutien des grandes cultures de la PAC.

Ces compensations devraient être calculées sur une base historique en tenant compte des différences d'impact de la politique de régulation sur le revenu des agriculteurs liées aux cultures pratiquées et à la localisation des exploitations.

Bien entendu, il sera nécessaire d'enquêter auprès des agriculteurs afin de donner une base solide à ces calculs. Il est d'ailleurs à noter que ces données sont nécessaires à l'établissement du diagnostic de la situation requis pour la définition des instruments à mettre en place et ainsi que pour le pilotage de la politique mise en œuvre. Etant donné que ces compensations sont relatives à l'instauration de taxes, ces données d'enquêtes pourraient être complétées par les données recueillies par les institutions fiscales, tant au niveau du revenu des agriculteurs que de celui des ventes d'intrants.

Ces compensations pourraient être calculées sur la base des consommations de pesticides et des marges associées sur la période précédant la mise en place de la politique de régulation.

La première vague de compensation des taxes pourrait être calculée pour chaque exploitation simplement comme la somme des sur-coûts par culture engendrés par l'instauration des taxes sur la base des assolements et des pratiques des cinq dernières années. Ces sur-coûts pourraient être calculés sur la base des consommations moyennes de pesticides par culture et par département. Calculées de cette manière, ces compensations sur-estiment les pertes réelles des agriculteurs (en moyenne) puisque ces derniers auront intérêt à modifier leurs pratiques suite à la mise en place des instruments incitatifs de la régulation. Une estimation plus fine des pertes est difficile. Ceci dit, cette sur-estimation des pertes n'est pas réellement problématique. En effet, elle sera vraisemblablement faible. En considérant un taux de taxation moyen de l'ordre de 35%, ces compensations seraient de l'ordre de 35% des dépenses de pesticides des agriculteurs. En outre, elle peut être justifiée sur la base du financement des coûts liés à l'expérimentation des pratiques économes en intrants.

Cette dernière remarque met d'ailleurs en évidence un avantage des aides directes. Etant fixes, ces aides donnent en quelque sorte un « revenu » fixe aux agriculteurs qui peut jouer un rôle sur leurs pratiques selon un effet similaire à celui d'une épargne de précaution. Cet effet est similaire est à celui qui a été identifié dans le cas des aides compensatoires versées aux producteurs de grandes cultures suite à la réforme de 1992. Cependant, compte-tenu des sommes concernées, cet effet devrait être faible.

Ce calcul devrait ensuite être réactualisé régulièrement pour tenir compte de l'évolution réelle ou de l'évolution souhaitée des pratiques des agriculteurs. Ces dernières évoluant, les compensations pourront être diminuées. Il peut être utile de tenir compte des évolutions souhaitées des pratiques des agriculteurs plutôt que des évolutions observées pour éviter des comportements d'anticipation des agriculteurs. En effet, si ces derniers anticipent que les compensations ne seront pas modifiées s'ils ne modifient pas leurs pratiques, ils peuvent être incités à peu modifier leurs pratiques.¹³⁸ Ces évolutions souhaitées pourraient être estimées sur des bases expérimentales ou suite à des enquêtes auprès d'agriculteurs précurseurs dans l'utilisation de pratiques économes en intrants polluants.

Néanmoins, d'autres procédures de compensation peuvent être utilisées. Le Danemark utilise par exemple des exonérations de taxes foncières mais d'autres procédures peuvent être imaginées. En tout état de cause, une meilleure connaissance de l'utilisation des pesticides permettrait de définir au mieux les modalités du calcul des compensations à verser aux agriculteurs.

5.4.8.5.2. Compensations et aides de la PAC

Les compensations présentées ci-dessus reposent sur des arguments similaires à celui de la conditionnalité (*cross-compliance*) des aides versées aux producteurs de grandes cultures. Néanmoins, ces compensations reposent sur des bases plus solides et sont en quelque sorte plus « justes » que les aides versées dans le cadre de la PAC.

D'une part les compensations présentées ici ne concernent pas que les grandes cultures, celles qui étaient déjà fortement aidées auparavant.

D'autre part, les critères utilisés jusqu'ici pour le versement des aides de la PAC aux grandes cultures reposent certes sur une bonne idée mais s'avèrent discutables. En effet, ces aides sont versées sous la condition du respect de la réglementation sur les bandes enherbées et de l'utilisation des « bonnes pratiques ». En France, ces dernières sont définies comme celles « qui seraient adoptées par un bon père de famille », *i.e.* comme celles utilisées actuellement.

¹³⁸ Cet effet peut être important si les agriculteurs sont principalement conseillés par des conseillers dont le revenu diminuerait suite à une réduction de l'utilisation des pesticides (voir partie 5.3). Ces conseillers peuvent alors jouer le rôle de coordinateurs des choix des agriculteurs pour le maintien d'un *statu quo* qui est profitable aux agriculteurs et aux conseillers.

Les compensations telles qu'elles sont calculées ici sont versées de façon automatique mais n'en respectent pas moins un critère tel que celui de l' « éco-conditionnalité ». En effet, l'instauration d'un système de taxation et de réglementation incitatif ne laisse en fait d'autres choix aux agriculteurs que celui de réduire leurs utilisations de pesticides. Certes, étant donné le calcul des compensations, un agriculteur pourra maintenir son niveau de revenu sans modifier ses pratiques sur la période suivant immédiatement la mise en place de la politique de régulation, mais ils ne pourra maintenir son niveau de revenu qu'en réduisant son utilisation de pesticides. Aussi, il n'est pas utile de vérifier la conditionnalité puisqu'elle est automatique : soit l'agriculteur réduit son utilisation de pesticides, soit il paie plus de taxes qu'il ne reçoit d'aides.

5.4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides

La limitation des impacts des produits phytosanitaires sur le milieu peut être réalisée par l'élaboration de contrats, mais ces contrats seront très différents selon qu'il s'agit :

- de contrats au sens juridique : "une convention par laquelle une ou plusieurs personnes s'obligent, envers une ou plusieurs autres, à donner, à faire ou à ne pas faire quelque chose" (code civil, article 1101),
- de contrats élaborés dans le cadre d'une approche volontaire, qui ne sont généralement pas opposables juridiquement et :
- de contrats construits en application de la "théorie des contrats", qui sont des instruments économiques particuliers, adaptés aux situations d'asymétries d'information.

Les trois concepts de contrats se sont développés de façon autonome et quasi parallèle. Nous allons tout d'abord décrire les contrats élaborés en application de la théorie des contrats, parce que cette théorie explore les possibilités de négociations qui existent entre un "Principal" et des "Agents" à qui il délègue un certain nombre de tâches, bien qu'il ignore un certain nombre de caractéristiques de ces agents et que ces caractéristiques influent sur le résultat qu'il attend. Nous examinerons ensuite les différentes approches volontaires, approches élaborées par des décideurs, souvent dans le cadre d'une négociation entre les pouvoirs publics et une industrie, un agriculteur ou un groupe d'agriculteurs. Nous illustrerons notre description par des mesures agri-environnementales existantes. Ces mesures agri-environnementales représentent des contrats juridiquement opposables.

5.4.9.1. Des contrats pour limiter les asymétries d'information

5.4.9.1.1. Fondements théoriques : régulation de pollutions diffuses en présence d'agents hétérogènes

En présence d'agents hétérogènes, et lorsque cette hétérogénéité n'est pas trop importante, un mécanisme différencié est une réponse adaptée. Rappelons que, lorsque l'hétérogénéité des situations à gérer est trop importante il n'est pas possible d'utiliser directement les enseignements de la théorie des contrats. En effet, bien que très générale cette théorie est de peu d'aide lorsque les situations à gérer sont hétérogènes dans un nombre de dimensions trop important.

Dans la réalité, un régulateur (un responsable de la politique de l'eau, un "décideur public", une agence environnementale) ne dispose pas de l'information qui lui est nécessaire pour mettre en place un instrument de façon adaptée : il ne connaît pas les dommages générés par chaque agent, ni les coûts individuels de dépollution de ces agents. Il ne peut donc pas définir un objectif de dommage qui soit "socialement acceptable", ni répartir de façon efficace l'effort de réduction des rejets entre les différents types de pollueurs. Pire, il n'existe pas de mécanisme qui permette, avec un instrument unique (la même taxe sur une quantité de polluants quel que soit l'agent auquel elle s'applique), d'éliminer complètement les distorsions induites par une pollution : il y aura dans ce cas toujours des

pollueurs qui seront incités à faire plus d'efforts qu'ils ne le devraient, et d'autres que l'on laisse polluer plus qu'il ne serait efficace (Kolstad, 2000).

Par contre, il est possible de s'appuyer sur les développements de l'économie moderne, pour laquelle les interactions entre les agents et les asymétries d'information sont essentielles. Ainsi, l'application de la théorie de l'Agence aux problèmes de pollution (Laffont, 1991b) montre que s'il est possible d'inciter les agents à révéler correctement leur vrai coût de dépollution, le régulateur peut en faire dépendre sa politique de contrôle, et répartir de façon efficace l'effort de réduction des rejets entre les agents. Bien entendu, les agents ont intérêt à manipuler l'information qu'il transmettent au régulateur. Pour assurer une révélation correcte des coûts de dépollution, le régulateur doit alors introduire plusieurs instruments : il propose aux agents un ensemble de contrats, qui comporte, pour chaque valeur du paramètre que le régulateur cherche à connaître, un objectif d'effort de réduction des rejets associé à un transfert monétaire. Et pour inciter chaque agent à choisir le contrat qui correspond à son véritable coût de dépollution, le régulateur lui assure par le transfert monétaire au moins la rente qu'il gagnerait en mentant sur ses coûts (Salanié, 1994).

Le problème devient donc de construire un mécanisme qui minimise le dommage, le coût de dépollution, mais aussi les "rentes informationnelles" à verser (Salanié et Thomas, 1997) car le versement de ces rentes est coûteux pour le régulateur.

Les développements théoriques sont nombreux dans le domaine de la pollution diffuse (Wu et Babcock, 1996). Même si la validation de ces développements par leur application à des cas concrets demeure rare (Shortle et Horan, 2001), cette théorie fournit un cadre conceptuel intéressant pour la limitation des impacts des produits phytosanitaires sur le milieu.

5.4.9.1.2. Concepts mobilisés

Le régulateur soucieux de préserver l'environnement en limitant l'impact des produits phytosanitaires n'a généralement pas accès à l'information privée des agents qu'il régule :

- soit il ne sait pas qui ils sont, quelles sont leurs caractéristiques, et en particulier quels sont leurs coûts de dépollution et/ou d'adoption de techniques alternatives : dans ce cas, le régulateur est confronté à une situation de *sélection adverse*,
- soit il ne peut observer ce que font les agents et il fait face à une situation *d'aléa moral*.

Notons immédiatement que les deux sources d'incertitude coexistent souvent en pratique. Ainsi, un régulateur qui propose à une population d'agriculteurs d'adopter une bonne pratique agricole en échange d'une aide, ignore le plus souvent la répartition des coûts d'adoption dans la population ciblée et est confronté à des difficultés d'observation des efforts associés à l'adoption effective. En première analyse, ce régulateur peut considérer que seuls les agriculteurs ayant des coûts d'adoption inférieurs à l'aide proposée vont souscrire à cette mesure. Mais si l'intensité de l'effort demandé aux agriculteurs pour mettre en place la pratique alternative est difficile à contrôler¹³⁹, ce régulateur sera démuni face à des agriculteurs qui ont souscrit au cahier des charges en toute bonne foi, l'ont appliqué la première année, se sont heurtés à des difficultés de mise en oeuvre et ne réalisent pas l'effort nécessaire les années suivantes, tout en remplissant scrupuleusement les documents d'enregistrement demandés.

5.4.9.1.3. Solutions proposées

Dans les situations de sélection adverse (dans notre cas lorsque le régulateur ignore le vrai coût d'adoption d'une mesure), le régulateur peut proposer aux agents, non plus une mesure unique (une pratique alternative et un paiement associé), mais un menu de contrats, chaque contrat associant une pratique alternative et un paiement. Ce menu est élaboré de façon à ce que le contrat proposé à chaque

¹³⁹ c'est le cas en particulier pour toutes les MAE proposant la mise en place de lutte raisonnée : il est très difficile de contrôler *a posteriori* qu'une application de produit phytosanitaire a été réalisée, ou pas, sur une parcelle donnée.

type d'agriculteur soit plus intéressant pour lui que s'il choisissait tout autre contrat que celui qui lui est spécifiquement destiné : on ajoute une contrainte, dite "d'incitation", lors de l'élaboration de la politique agri-environnementale.

En théorie, on construit un modèle de comportement des agriculteurs, on dispose d'une fonction de répartition des coûts d'adoption des mesures agri-environnementales dans la population ciblée, et il reste relativement simple d'ajouter mathématiquement une telle contrainte d'incitation à un programme de maximisation d'objectif social par le régulateur.

En pratique, cette solution est loin d'être simple. Tout d'abord, le régulateur ignore souvent la répartition des coûts d'adoption dans la population d'agriculteurs. Il est bien évident que l'itinéraire technique d'un maïs ensilage produisant sans irrigation 10 tonnes de matières sèches en Bretagne est très différent de celui associé à un maïs-grain produisant 80 quintaux avec irrigation dans le Sud Ouest. Mais de là à déterminer quels seront les coûts d'adoption de la MAE 0801A "lutte raisonnée" par les agriculteurs des deux régions, les références manquent. Ensuite, le processus d'élaboration du cahier des charges au niveau régional repose sur une concertation avec les acteurs, et non sur la maximisation d'une fonction objectif par un régulateur : ce processus ouvre la porte à des mécanismes de négociation qui sont encore mal représentés dans la littérature théorique, mais qui sont peu compatibles avec une contrainte d'incitation. Enfin, il faut mentionner la réticence des négociateurs régionaux à employer un modèle, aussi séduisant soit-il en théorie, pour élaborer une politique publique et un processus de négociation est nettement préféré par ces négociateurs, pour des raisons affichées d'acceptabilité du processus. Concrètement, résoudre par les développements de la théorie des contrats les problèmes posés dans des situations où les coûts d'adoption de pratiques alternatives sont hétérogènes d'une exploitation à l'autre semble peu réalisable.

Les situations d'aléa moral sont de ce point de vue très différentes. La tâche du régulateur est compliquée dans la mesure où les décisions des agriculteurs, pertinentes pour l'exécution du contrat, peuvent ne pas être observables, du moins à un coût raisonnable. En particulier, le coût d'opportunité du travail pour l'agriculteur est susceptible d'être une information privée et pertinente pour l'efficacité des MAE, dans la mesure où l'usage d'inputs potentiellement polluants (produits phytosanitaires) et le travail sont substitués. L'incertitude inhérente aux processus de production et de pollution dans le domaine agricole suscite également des problèmes de partage du risque entre contractants, notamment lorsque les préférences des agriculteurs sont caractérisées par de l'aversion envers le risque.

La tâche du régulateur n'est pas uniquement de proposer des contrats de bonne pratique agricole mais aussi de s'assurer du bon respect des termes du contrat. L'impact des coûts de vérification n'est pas négligeable en général. Dans le domaine de la régulation de la pollution, une large littérature traite de divers aspects des mécanismes de vérification du respect des engagements des pollueurs (voir Cohen, 1999 et Bontems et Rotillon, 1999 pour un survol). Dans le domaine agricole, ces aspects sont encore peu étudiés. Le problème du régulateur est non seulement de déterminer la forme de la régulation optimale (norme, taxe, etc.) mais aussi le mécanisme de contrôle associé (fréquence des inspections, pénalités en cas de non conformité).

Dans le cas agricole, le régulateur dispose parfois d'informations sur des performances collectives environnementales à un coût moindre que celui nécessaire pour disposer de performances individuelles. Une piste de recherche est précisément d'analyser comment le régulateur doit tenir compte des différents signaux (niveau de pollution dans le milieu, information sur les rendements moyens dans une zone, etc.) pour ensuite déterminer l'effort d'acquisition d'information sur les performances individuelles des contractants.

Une politique classique de second ordre est basée sur l'aversion au risque des contractants: peu de contrôles, par nature coûteux dans cette situation, sont réalisés par le régulateur et des sanctions très élevées sont appliquées pour non conformité (Holmstrom, 1982). Dans la pratique, le contexte institutionnel ne permet pas en général de fixer des sanctions à un niveau tel qu'elles puissent être dissuasives. La conditionnalité des aides pourrait cependant changer les choses dans un certain nombre de cas.

Une solution coopérative est envisageable si chaque agriculteur peut être aisément et fréquemment observé par ses collègues (Segerson, 1990). C'est le cas par exemple pour la mesure agri-environnementale imposant la fauche du centre vers la périphérie de la parcelle; bien que des contrôles soient très difficiles à organiser par l'administration, les éleveurs sont fréquemment en mesure d'observer la manière dont leurs voisins fauchent. L'idée de base est alors un contrat entre le régulateur et un consortium d'agriculteurs d'une zone donnée. Le consortium reçoit un paiement global si l'effet environnemental recherché est fourni et rien du tout sinon. En pratique le consortium peut avoir à rembourser le paiement reçu *ex ante* si l'objectif n'est pas atteint, plus une pénalité éventuelle couvrant les coûts de l'administration et le coût d'opportunité des fonds publics (Falconer, et al., 2001). Cela signifie que la pénalité par agriculteur contractant est beaucoup plus faible que la pénalité optimale associée à des contrats individuels. Le respect de l'engagement collectif est basé sur les relations interindividuelles au sein du consortium, quelques passagers clandestins mettant en danger le paiement de tous les autres.

On constate parfois que les motivations sous-jacentes au respect des termes d'un contrat ne sont pas seulement le coût espéré des pénalités. Heyes (2001) et Bontems et Rotillon (2000) ont montré que l'introduction dans une population d'une certaine proportion de pollueurs honnêtes de manière inhérente par opposition à des agents opportunistes n'a pas toujours les effets attendus. Une autre piste de recherche consiste à faire un lien entre les préférences individuelles vis-à-vis de l'inéquité et les motivations du respect des termes du contrat signé avec le régulateur. On peut par exemple envisager que le coût psychologique lié à la fraude puisse être d'autant plus faible que l'on considère la politique contractuelle comme peu équitable et inversement. Il s'agit là de thèmes non encore étudiés à notre connaissance en économie de l'environnement.

En revanche, en pratique, le partage du risque entre un régulateur et des agriculteurs volontaires a une part importante dans la construction des MAE visant à limiter l'emploi des produits phytosanitaires. Les contrats proposés incluent la prise en compte d'une perte de récolte moyenne. Bien que les contrats soient pluriannuels, cette prise en compte diffère d'une assurance de perte de récolte : l'agriculteur qui considère que le risque de perte de récolte est supérieur à celui pris en charge dans le contrat, ou qui a une aversion pour le risque plus importante que celle prévue par le régulateur, n'adoptera pas la pratique proposée (Tableau 5.4-4.).

Tableau 5.4-4. Prise en compte du risque dans les MAE (annexe B du PDRN édition 2001)

MAE	Eléments du cahier des charges	Prise en compte du risque dans le calcul du surcoût justifiant l'aide
0802A Mettre en place la lutte biologique	- Tenue à jour d'une fiche de visite de parcelle normalisée (surveillance accrue des cultures) - Substitution des traitements chimiques par des techniques de lutte biologique à préciser au niveau régional	Pertes de production à préciser localement en fonction des cultures et estimées à un maximum de 10 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)
0803A Mise en place ou élargissement d'un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes	Mesure à décliner localement, sur les points suivants : - justification du choix d'un couvert annuel par rapport à un couvert pérenne, - le comité technique doit donner son accord sur les espèces à utiliser	Pertes de production à préciser localement en fonction des cultures et estimées à 5 % sur la base d'un produit par hectare de de 7 622 € (50 000 FF)
0804A Remplacer une traitement chimique par un traitement mécanique	Interdiction de tout traitement herbicide chimique	Pertes de production à préciser localement et estimées 20 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)
0805A Remplacer un désherbage chimique par un désherbage mixte (chimique + mécanique)	Diminution nette du nombre de traitements herbicides sans augmentation des doses par passage	Pertes de production à préciser localement et estimées 5 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)

5.4.9.2. Des approches volontaires comme instrument de gestion

Les approches volontaires se développent depuis le début des années 90 comme instruments de régulation environnementale dans la plupart des pays de l'OCDE. Ces approches ont été élaborées par des décideurs et des industriels comme une solution possible aux difficultés que rencontrent les instruments traditionnels face à la complexité de l'intervention publique en matière d'environnement. La littérature économique s'intéresse aux approches volontaires depuis le milieu des années 90 seulement, avec un accroissement net des publications depuis le début des années 2000.

L'OCDE définit une approche volontaire comme un "arrangement en vertu duquel des entreprises s'engagent à améliorer leurs performances environnementales au-delà des exigences légales" (OCDE 1999). Cette définition recouvre un large éventail de dispositifs, qui ont en commun deux caractéristiques :

- ce sont des contrats passés entre des industriels et l'administration suite à une phase intense de négociation (souvent c'est la qualité de la négociation qui conditionne l'intérêt du contrat) ;
- les entreprises s'engagent à aller au-delà des exigences réglementaires existantes (il convient de s'interroger sur les raisons motivant ce comportement *a priori* surprenant).

Ces arrangements ne sont pas des contrats au sens juridique du terme (Glachant, 2004) : en cas de défaillance d'une des parties, ils ne sont pas opposables devant un tribunal.

Certains pays semblent considérer ce type d'approche comme une alternative aux instruments plus traditionnels de protection de l'environnement¹⁴⁰. Au Japon, des accords négociés conclus à l'échelon régional permettent de combler l'écart entre les exigences des réglementations nationales et les besoins locaux (OCDE, 1999). Aux USA, des programmes volontaires publics se traduisent par des accord signés entre l'Agence pour la Protection de l'Environnement et des entreprises individuelles ; l'adhésion des entreprises est motivée par des considérations liées à leur image dans l'opinion publique

¹⁴⁰ ces instruments "traditionnels" sont la réglementation et les instruments économiques, taxes, quotas, permis d'émissions négociables.

et les accords ne sont assortis d'aucune disposition sur la vérification de leur application (OCDE, 1999). En Europe, des accords sont négociés et conclus à l'échelon national, entre les pouvoirs publics et des groupements d'entreprises (le plus souvent représentés par une organisation sectorielle) ; ces accords ont été élaborés dans le cadre d'une réforme de la réglementation, leur respect étant assuré par la menace de nouvelles dispositions réglementaires (OCDE, 1999). Ces accords concernent certains secteurs industriels consommateurs d'énergie (sidérurgie) et promeuvent des techniques plus efficaces en termes énergétiques, l'industrie des détergents pour limiter les phosphates dans les lessives, l'industrie automobile pour augmenter la proportion des parties recyclables dans les véhicules. A l'échelle européenne, le Système de Management Environnemental (SME) européen¹⁴¹ a été étendu à l'ensemble des secteurs économiques en 2001¹⁴². Toute entreprise qui souhaite participer au système s'engage, entre autres, à effectuer régulièrement un audit environnemental ; elle peut utiliser le logo EMAS, y compris dans sa publicité, mais pas sur les emballages qu'elle emploie. Le taux d'adhésion à EMAS augmente régulièrement, selon la Commission européenne.

Il existe encore très peu de références sur des approches volontaires spécifiques aux pesticides. Nous décrivons tout d'abord quelle place prennent les approches volontaires dans la littérature économique, quels types d'approches volontaires existent, puis ce qu'elles devraient apporter à la problématique de réduction des pollutions diffuses par les pesticides.

5.4.9.2.1. Place des approches volontaires dans la littérature économique

L'analyse économique des approches volontaires se situe dans la ligne de la littérature comparant différents instruments de régulation environnementale. Les instruments théoriques de protection de l'environnement sont traditionnellement classés en deux catégories :

- les réglementations contraignantes (*command and control approaches*) qui reposent sur une prescription directe de l'agence environnementale,
- les instruments économiques qui s'appuient sur des incitations (taxe, subvention, marché de permis négociables).

L'efficacité respective de ces deux catégories d'instruments fait l'objet d'un débat alimenté par une littérature foisonnante (voir sections antérieures). En pratique, les deux catégories d'instruments rencontrent des difficultés d'application : les réglementations sont critiquées pour leur rigidité et les coûts élevés qu'elles engendrent pour les pollueurs et pour l'administration ; les instruments économiques font l'objet, lorsque l'administration envisage leur application, de pressions politiques importantes, certaines catégories d'agents que ces instruments défavoriseraient pouvant s'opposer à leur mise en place (groupes de pression¹⁴³). Concrètement, les instruments économiques sont généralement introduits à des niveaux trop faibles pour que leur fonction incitative s'exerce. La marge de manœuvre de l'autorité est limitée par l'acceptabilité de la politique environnementale qu'elle élabore.

Les approches volontaires ont été conçues par des décideurs avec l'objectif affiché de répondre aux problèmes d'acceptabilité des instruments traditionnels. Il faut noter de suite que les atouts des approches volontaires face aux problèmes d'acceptabilité des instruments traditionnels n'ont pas été complètement démontrés dans la littérature existante et sont encore en débat (Glachant, 2004). Le débat porte sur plusieurs points :

- d'un point de vue intuitif, solliciter l'engagement volontaire des firmes dans des actions de protection de l'environnement permet d'élaborer des mesures mieux adaptées à ces firmes, et donc plus acceptables. Cette adaptation risque cependant de s'effectuer au détriment du niveau des objectifs fixés : les approches volontaires offrent alors aux entreprises la possibilité d'échapper, du moins temporairement, à une réglementation plus stricte. Dans ce cas, les approches volontaires se réduisent à une manipulation des industriels au détriment de la qualité de l'environnement.

¹⁴¹ EMAS : <http://europa.eu.int/comm/environment/emas>

¹⁴² Régulation (EC) No 761/2001 du Parlement européen et du conseil du 19 mars 2001.

¹⁴³ voir en France les péripéties de la taxe sur les engrais azotés.

- le degré d'acceptabilité d'une politique publique dépend des coûts subis par les agents régulés. Une branche de la littérature sur les approches volontaires considère qu'elles permettent d'atteindre un niveau de pollution donné en économisant à la fois des coûts de transaction (procédures administratives simplifiées, tâches déléguées aux entreprises) et des coûts de dépollution pour les firmes polluantes (liberté de choix dans les actions de dépollution). D'autres types de coûts peuvent s'ajouter à ceux pris en compte classiquement dans les analyses : lorsque la pollution n'est pas la seule inefficacité présente dans l'économie, les instruments de réduction de la pollution ont un impact sur les autres sources d'inefficacité et peuvent engendrer des coûts indirects.
- pour pouvoir laisser une large marge de manœuvre aux pollueurs sans nuire à l'objectif environnemental, les approches volontaires doivent être accompagnées de mesures de rétorsion crédibles en cas d'échec de l'approche volontaire. Dans un certain nombre de cas, cette condition n'est pas vérifiée. Les différents auteurs s'accordent alors pour dire que l'approche volontaire traduit une collusion entre autorité et industriels sous l'apparence d'une politique environnementale.
- enfin, de nombreuses approches volontaires sont conclues par un groupe de firmes. Les conditions nécessaires pour qu'une coopération s'instaure entre ces firmes (en concurrence) pour respecter le contrat signé par le groupe font encore l'objet de travaux de recherche.

5.4.9.2.2. Les différentes approches volontaires existantes

Le terme d'approche volontaire recouvre des approches dont la nature est très diverse. L'OCDE regroupe ces approches en quatre types :

- *engagements unilatéraux* : ce sont des programmes de protection de l'environnement élaborés par des entreprises, qui en informent leurs partenaires et toute personne concernée, clients, employés, actionnaires, pouvoirs publics. Chaque entreprise définit les objectifs environnementaux qu'elle souhaite, ainsi que les moyens à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs. La vérification du respect des engagements peut être déléguée, ce qui renforce la crédibilité du programme. Certains de ces engagements unilatéraux sont pris suite à la perte de confiance du public en un produit, ou sous la menace d'adoption d'une réglementation plus rigoureuse.
- *accords privés* : ce sont des contrats passés entre une entreprise (ou un groupe d'entreprises) et les personnes qui subissent les effets négatifs de la pollution qu'elle émet. Le contrat peut être négocié et signé par des représentants des pollués (associations de protection de l'environnement, organisations locales). Il stipule la mise en place d'un dispositif antipollution, et/ou d'un programme de gestion de l'environnement.
- *accords négociés* : ce sont des contrats entre les pouvoirs publics et l'industrie. Le contrat comporte généralement un objectif (de moyens ou de résultats) et un calendrier de réalisation (cas de Vittel S.A.). Les pouvoirs publics s'engagent en général à ne pas introduire de nouvelles dispositions réglementaires sauf si l'action volontaire ne permet pas d'atteindre l'objectif convenu.
- *programmes volontaires publics* : un organisme public (une agence chargée de la protection de l'environnement) élabore des normes et définit les conditions de participation des différentes entreprises, les dispositions qu'elles doivent respecter, les critères de surveillance et l'évaluation des résultats. L'organisme public peut concéder des avantages économiques (comme des subventions à la recherche ou au développement, une assistance technique, un parrainage).

Nous nous intéresserons particulièrement aux accords négociés, et dans une moindre part aux programmes volontaires publics.

D'autres classifications sont proposées, parmi lesquelles deux méritent de retenir l'attention. David (2004) classe les approches volontaires en approches qui interviennent sous la menace d'un autre instrument, et les approches intervenant sans cette menace. Les approches du premier type peuvent s'apparenter à des instruments standards, accompagnés d'une contrainte de participation qui permet de

tenir compte des problèmes d'acceptabilité. Parfois, l'approche volontaire n'est qu'une nouvelle façon de mettre en place des instruments existants. Le "poids" qu'exerce la menace sur le "volontariat" des entreprises représente la plus grande partie de la littérature sur les approches volontaires. A contrario, les approches volontaires appliquées sans menace n'incluent généralement pas d'objectifs quantifiés de dépollution, et à ce sens ne peuvent pas remplacer une politique traditionnelle de protection de l'environnement qui viserait une réduction effective de la pollution avec une échéance donnée (David 2004). Le programme européen EMAS, les normes ISO 14001 font partie de ce type d'approches volontaires. Parfois cette forme d'approche volontaire débouche sur des performances environnementales proches de celles qui auraient été atteintes en leur absence (OCDE, 2003).

Glachant (2004) propose quant à lui de distinguer deux aspects des approches volontaires : l'objectif collectif de dépollution, et la traduction de cet objectif collectif en objectifs individuels. Quel que soit le mode de négociation adopté pour l'approche volontaire, l'objectif que se fixent les deux parties, l'objectif de réduction des émissions qui est fixé peut poser deux questions : cet objectif est-il réellement ambitieux ? En supposant qu'il le soit, comment pourra-t-il être atteint lorsqu'il n'est associé à aucun mécanisme de sanction en cas de non-respect de l'engagement par l'industrie ? Par ailleurs, en pratique, les approches volontaires françaises "ne semblent pas avoir donné lieu à une intense négociation inter firmes" (Glachant, 2004) : si des décisions unilatérales et non coordonnées des entreprises ont suffi à atteindre les objectifs collectifs, on peut s'interroger sur l'ambition véritable de ces objectifs.

5.4.9.2.3. Que peuvent apporter des approches volontaires à la réduction des pollutions par les pesticides ?

Le caractère diffus des pollutions par les pesticides rend nécessaire, pour réduire ces émissions, la coopération de tous les acteurs susceptibles de les employer. Les asymétries d'information entre le régulateur national et cette multitude d'acteurs ouvrent la porte à de nombreuses distorsions. Dans ces conditions, il peut apparaître intéressant de chercher à faciliter la coopération de ces acteurs au travers d'approches volontaires. Les études de cas réalisées par l'OCDE (2003) sur les approches volontaires dans l'industrie et les travaux théoriques existants permettent alors d'analyser les marges de manœuvre permises par les approches volontaires dans la réduction des pollutions par les pesticides.

Objectif collectif de dépollution

L'objectif collectif de dépollution d'une approche volontaire est agréé par le secteur qui s'engage dans cette approche. A ce titre, cet objectif est éminemment suspect sur deux points :

- cet objectif va-t-il au-delà des améliorations environnementales qui seraient advenues en l'absence d'accord (Glachant, 2004) ? Pour l'OCDE, dans un certain nombre de cas, une grande partie des réductions d'émissions convenues a été réalisée entre l'année de référence utilisée pour la comparaison et la date de signature de l'accord : les entreprises planifiant à l'avance les changements de techniques et de processus qu'elles vont employer, les réductions qui interviennent dans les deux années suivant la signature d'un accord de réduction volontaire des émissions "pourraient représenter un scénario *au fil de l'eau*" (OCDE, 2003).
- même si l'objectif fixé va au-delà du scénario *au fil de l'eau*, la question de la façon d'atteindre cet objectif se pose s'il n'existe pas de mécanisme de sanction formel en cas de non-respect de l'accord.

Le rôle de la négociation dans l'élaboration des approches volontaires est prépondérant. Lorsque la négociation porte essentiellement sur l'objectif social de dépollution, la dimension volontaire tend à s'effacer (Glachant, 1995) : lorsque le régulateur ne connaît pas le coût agrégé de dépollution des firmes, il ne peut formuler une menace crédible permettant l'émergence du volontarisme des firmes et les négociations s'identifient à une procédure classique de consultation des parties concernées préalable à l'élaboration d'une réglementation. Lorsque la négociation porte sur les moyens à mettre en œuvre pour atteindre un objectif préalablement fixé, Glachant (1995) montre que les approches

volontaires sont des instruments originaux de politique environnementale, qui permettent la mise en place de négociations décentralisées entre firmes sous certaines conditions.

Savoir qui est le *leader* (au sens de Stackelberg) dans la négociation a également son importance. Ainsi, lorsqu'un régulateur (représentant le pouvoir exécutif) et un législateur négocient avec des firmes polluantes, et que ce régulateur et ce législateur n'ont pas des objectifs confondus, le régulateur peut conclure un accord négocié avec les firmes : le régulateur délègue aux firmes la mise en place de la politique environnementale, les firmes évitent la contrainte d'une législation mais l'accord négocié se traduit par une baisse du surplus collectif par rapport à une législation classique (Hansen, 1997).

Par ailleurs, si l'OCDE insiste tant dans ses rapports sur la nécessité de surveiller l'ambition de l'objectif collectif de réduction des émissions, c'est que cette organisation peut établir un nombre important d'accords négociés pour lesquels cet objectif ne dépasse pas la réduction que l'on aurait pu attendre d'un scénario « au fil de l'eau ». D'autres travaux vont plus loin dans l'analyse : Maxwell et Lyon (1999) montrent ainsi que la recherche de l'efficacité environnementale n'est pas le déterminant principal de la signature des accords négociés qui ont été adoptés aux USA dans la première moitié des années 90. Ces accords auraient été négociés sous la pression conjointe d'une réglementation environnementale de plus en plus complexe, d'innovations technologiques importantes, de coupes budgétaires sévères pour l'EPA et de recours juridiques de plus en plus importants de la part des citoyens (Maxwell et Lyon, 1999).

La plupart des travaux menés sur les accords volontaires portent sur des accords signés par l'industrie et la question de l'unité de mesure de l'objectif environnemental n'est que rarement posée. Le plus souvent, l'objectif de réduction est fixé en pourcentage d'émissions, molécule par molécule. La situation est très différente pour les pollutions par les pesticides, le grand nombre de molécules et de métabolites impliqués dans les émissions rendant inintéressant un objectif de réduction molécule par molécule. Par contre, fixer un objectif pondéral sur l'ensemble des molécules peut conduire à une substitution de molécules, les agriculteurs utilisant préférentiellement des molécules actives à moindre dose et les conséquences sur l'environnement restant inchangées. C'est ce qui s'est passé aux Pays-Bas : en 1991, le gouvernement néerlandais a fixé un objectif de diminution pondérale de 50% des pesticides à horizon 2000 ; cet objectif a effectivement été atteint, mais par une limitation de l'utilisation des désinfectants du sol et l'utilisation de molécules actives à doses faibles (F.M.W. de Jong et al., 2001).

Raisons de l'engagement des firmes

A priori, une entreprise polluante n'a aucun intérêt à s'engager dans une action environnementale qui va générer des coûts et limiter son profit. Si elle le fait malgré tout, c'est que les avantages qu'elle espère retirer de la limitation de sa pollution sont supérieurs aux coûts de cette réduction. Examinons ces avantages.

S'engager dans une approche volontaire peut permettre à l'entreprise de se construire une image "verte". Lorsque l'image d'une entreprise est bonne, la motivation des salariés et leur confiance envers leur employeur peuvent s'en trouver renforcées, et se traduire par une meilleure productivité de cette main d'œuvre (OCDE, 1999). Cet axe nous semble peu adapté à la problématique des pesticides agricoles et nous ne le développerons pas. Par contre, pour les grandes firmes fournissant les produits phytosanitaires, ne pas avoir une image "verte" peut se traduire par une baisse de leur cotation en bourse, de façon similaire à la baisse de cotation d'entreprises américaines suivant la publication de leurs émissions (Hamilton, 1995). Pour de grandes firmes, une réduction des émissions, associées à la publication de cette réduction, peut améliorer la valeur boursière (Konar et Cohen, 2001). Dans certaines conditions, et pour des émissions ponctuelles, les firmes réagissent néanmoins à la baisse de leur valeur boursière suite à la publication de mauvais résultats sur leurs émissions par une délocalisation de leurs déchets plutôt que par une réduction (Khanna et al., 1998).

L'image de l'entreprise peut entrer dans une stratégie de différenciation des produits : augmenter la qualité environnementale de l'entreprise peut, si les consommateurs ont une disponibilité à payer suffisamment importante, augmenter les profits par une hausse des prix ou des ventes (Arora et Cason, 1995). Le nombre croissant d'entreprises entrant dans une démarche d'éco label illustre cette tentative de différenciation (Karl et Orwat, 1999). En pratique, on peut mentionner la signature par les jardineries de l'agglomération rennaise et des bassins versants d'alimentation de cette agglomération d'une charte dans laquelle elles s'engagent à diminuer les ventes de produits phytosanitaires¹⁴⁴. Aux Pays-Bas, le label « *Milieukeur* », qui apparaît comme un signe de qualité pour les consommateurs, n'autorise que l'emploi de pesticides considérés comme « bénins pour l'environnement ». Le gouvernement néerlandais subventionne des campagnes de sensibilisation des consommateurs à l'intérêt pour eux d'acheter des produits disposant d'un éco label, en considérant qu'à terme, ce label sera une condition d'accès au marché aux Pays-Bas.

Cette approche est controversée, en particulier parce que le nombre d'exemples sur lesquels tester les hypothèses de base de la négociation est encore trop faible pour obtenir des estimations fiables. Certains auteurs considèrent que le nombre de produits pour lesquels cette différenciation est possible est vraisemblablement faible ; en particulier, la demande pour des biens intermédiaires n'est, pour certains auteurs, pas sensible aux caractéristiques environnementales de ces biens (Alberini et Segerson, 2002).

Par ailleurs, les coûts et avantages d'une approche volontaire dépendent souvent du nombre d'entreprises qui participent au programme (OCDE, 1999). Ainsi, les coûts individuels de réduction peuvent diminuer lorsque le nombre d'entreprises augmente par réduction de l'effort individuel ; de façon similaire, les économies de réglementation ont une dimension collective : si un petit nombre d'entreprises réduit volontairement ses émissions, il est peu probable que l'administration soit dissuadée de réglementer (OCDE, 1999). La dimension collective des coûts renvoie cependant aux interrogations sur la coordination des acteurs pour répartir l'effort de réduction des émissions et atteindre les objectifs collectifs fixés dans l'accord (Glachant, 2004).

La réduction volontaire des pollutions peut permettre à l'entreprise d'échapper à une régulation plus contraignante (Segerson et Miceli, 1998). En prenant l'initiative, l'entreprise peut espérer devancer la réglementation publique (OCDE, 1999), et, en choisissant elle-même les actions de dépollution qu'elle met en place, dépolluer à un coût inférieur. Wu et Babcock (1999) ajoutent la possibilité pour le régulateur de proposer une incitation positive à la coopération, comme la fourniture d'une expertise technique à la réduction de la pollution. Si le régulateur fournit ce type de services à un coût inférieur à celui que supporterait la firme si elle devait le fournir elle-même, la firme a une raison supplémentaire d'adhérer au programme (Wu et Babcock, 1999).

Même lorsque les consommateurs ne sont pas directement sensibles à la qualité environnementale du processus de production des biens qu'ils achètent, il existe une menace de contestation sociale liée aux risques environnementaux. Une entreprise peut se percevoir comme exposée à un phénomène de contestation qui peut viser ses techniques de production (Hommel et Godard, 2002) et s'engager dans une approche volontaire pour se couvrir par avance des risques qu'elle pourrait créer. Des résultats mettent l'accent sur la pression possible de futurs investisseurs, ainsi que la possibilité de recours futurs, sont les déterminants les plus importants de l'adoption par les firmes de systèmes de management environnemental (Anton et al., 2004).

Enfin, les entreprises peuvent s'inscrire dans un jeu stratégique avec leurs concurrents. De cette façon, une firme peut développer une nouvelle technologie lui permettant une meilleure performance environnementale que les standards courants. Même si cette technologie est plus onéreuse que les

¹⁴⁴ " En signant la charte "Jardiner au naturel, ça coule de source !", 25 jardineries de l'agglomération rennaise et de 4 bassins versants d'alimentation en eau potable d'Ille et Vilaine s'engagent à diminuer la vente de pesticides aux particuliers au profit de matériels et de techniques de jardinage plus naturelles. Une démarche concertée entre professionnels du jardinage, associations de consommateurs et d'environnement, association de jardinage et pouvoirs publics."

technologies existantes, elle peut conférer un avantage à l'innovateur par rapport aux autres firmes si elle devient la base d'une nouvelle réglementation (Salop et Scheffman, 1983). Par ailleurs, des travaux très récents intègrent les réglementations environnementales dans des économies imparfaites (David, 2004). Lorsque les firmes polluantes sont en concurrence imparfaite, l'instrument de régulation environnemental modifie la concurrence entre les firmes, leur pouvoir de marché, leur incitation à sortir ou à entrer sur le marché ; les distorsions dues à l'imperfection de concurrence peuvent être amplifiées ou au contraire atténuées, ce qui affectera finalement le bien être collectif. Ces travaux sont récents et ne portent que sur des cas stylisés. En particulier, dans le cas d'un oligopole en concurrence imparfaite, lorsqu'il existe deux façons de réduire la pollution (baisse de production ou dépollution en bout de chaîne), une taxe par unité d'émission et un quota de pollution engendreraient tous deux une quantité produite et une dépollution insuffisantes. Dans le cadre du modèle développé par David (2004), un accord volontaire portant sur le niveau d'investissement dans la dépollution (inspiré de l'accord danois sur les émissions de carbone et de soufre) n'affecterait pas la production des firmes, et permettrait un niveau d'investissement toujours plus élevé que la taxe ou le quota.

Quelles entreprises s'engagent dans une approche volontaire ?

Au-delà de l'acceptabilité d'une politique, la question de l'ensemble des firmes susceptibles de réduire le plus leurs émissions suite à une politique est centrale car elle conditionne le ratio coût-efficacité de la politique. En effet, ce ratio sera très différent si les entreprises les plus polluantes et ayant les coûts de dépollution les plus faibles s'engagent dans une réduction volontaire de leurs émissions, ou si au contraire ce sont les entreprises les moins polluantes qui trouvent intérêt à s'y engager. Certains travaux concluent qu'une performance environnementale faible augmente la probabilité de participation à un programme volontaire (Khanna, 2001), ou que la participation est plus intéressante pour les firmes qui polluent beaucoup (Arora et Cason, 1995). Les travaux plus récents sont mitigés et considèrent que le lien entre la performance environnementale de la firme et sa participation à un programme volontaire n'est pas si simple, et dépend des réglementations associées à chaque polluant (Videras et Alberini, 2000).

Appliquées aux pesticides, certaines évaluations économétriques mettent en évidence que les agriculteurs américains accepteraient un risque de perte de rendement pour diminuer le risque de dégradation de l'environnement lié à leur utilisation de pesticides (Lohr et al., 1998). Plus important, ces travaux montrent que les agriculteurs intègrent explicitement leur perception des risques (risque environnemental et risque de perte de rendement) dans leur fonction d'utilité et dans leur décision de modérer ou non leur utilisation d'herbicides et d'insecticides. Sous certaines conditions de respect de concurrence, Lohr et al. préconisent la mise en place d'accords volontaires pour limiter l'emploi des pesticides.

Accords négociés sous la menace crédible d'un renforcement de la réglementation

La menace crédible d'un renforcement d'une réglementation contraignante est sans doute l'association entre approche volontaire et instruments traditionnels qui est la plus étudiée. Espérer devancer une réglementation contraignante semble une raison suffisante à de nombreux auteurs pour qu'une entreprise adhère à une approche volontaire ; de ce fait, de nombreux travaux portent sur les conditions d'émergence d'engagements volontaires sous la menace crédible de renforcement des contraintes réglementaires (Alberini et Segerson, 2002; Segerson et Miceli, 1998).

En pratique, c'est effectivement sous la menace d'instauration d'une taxe sur les pesticides que l'Initiative Volontaire, dont l'objectif affiché est d'encourager les agriculteurs à mieux utiliser les pesticides, a été signée entre le gouvernement anglais, les prescripteurs, les agriculteurs et des associations de protection environnementale (*House of Commons et Environmental Audit Committee*, 2003).

Lorsque la menace est un quota de pollution, un processus d'accord négocié permettrait d'atteindre un équilibre de façon systématique et conduit à un niveau d'abattement de la pollution plus important que celui obtenu avec un quota de pollution employé seul (Glachant, 2005).

Lorsque la menace est une taxe, cette menace peut suffire à conduire à une réduction des émissions par les firmes (Golombek et Moen, 2002). Mais cette réduction n'est pas efficace car elle incite les grandes entreprises à assurer une part relativement plus élevée de la réduction comparée aux petites entreprises.

Traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels

Les accords sont négociés entre les pouvoirs publics et une branche ou un secteur de l'économie. Si le signataire des accords a les moyens d'engager les individus qu'il représente dans des négociations inter firmes, des solutions en termes d'approches volontaires peuvent s'avérer efficaces.

Les analyses comparant plusieurs formes d'approches volontaires sont encore peu nombreuses, et s'inscrivent dans des cadres théoriques bien précis. Ainsi, Lyon et Maxwell (2003) examinent le cas d'un régulateur confronté à un ensemble continu de firmes, différenciées sur leur coût de dépollution, et produisant un bien à un prix fixé. Ce régulateur entreprend une négociation avec les firmes : il leur propose de s'engager unilatéralement pour réduire la pollution (en adoptant une technologie non polluante), puis il observe le taux d'engagement et peut alors choisir de proposer une nouvelle loi imposant une taxe sur la pollution. Si cette loi est adoptée, les firmes qui ne se sont pas engagées volontairement à la première étape peuvent choisir d'adopter la technologie non polluante ou de payer la taxe. Si le parlement n'adopte pas la loi, le régulateur peut proposer un programme volontaire public consistant à subventionner l'adoption de la technologie par des fonds publics. Ce processus de négociation est relativement proche d'une négociation agri-environnementale. Le premier résultat théorique est que chaque fois que le régulateur peut proposer une taxe sans résistance politique, la taxation domine toujours les programmes volontaires publics, car elle incite aussi bien les firmes inefficaces à cesser la production que les autres firmes à adopter la technologie non polluante, le programme volontaire public n'agissant qu'en incitant à cette adoption (Lyon et Maxwell, 2003). Plus surprenant, lorsque les firmes savent que le régulateur dispose de l'option de proposer un programme volontaire public, elles peuvent faire pression et augmenter la résistance politique à des schémas de taxes qui seraient préférables d'un point de vue du bien-être public : l'existence possible d'un programme volontaire public peut ainsi induire une diminution du bien être.

Lyon et Maxwell (2003) identifient les conditions sous lesquelles un programme volontaire public peut être souhaitable :

- tout d'abord, un tel programme est préférable à une inaction du gouvernement dans les cas où la taxation est désirable mais ne peut être proposée en raison d'une résistance politique ;
- ensuite, un programme volontaire public peut être plus efficace qu'une taxe dans certaines conditions, notamment lorsque le coût de collecte des fonds publics est faible, lorsque le coût d'adoption de la technologie non polluante est petit, que ce coût ne varie pas beaucoup entre les firmes, et lorsque la résistance politique à une taxation est élevée.

Des engagements unilatéraux peuvent être entrepris pour parer à une taxation. Lyon et Maxwell (2003) montrent que lorsque c'est le cas, le bien-être social augmente. Par contre, les firmes n'entreprendront aucun engagement unilatéral si elles savent qu'un programme volontaire public peut leur être proposé (Lyon et Maxwell, 2003).

En France, les évaluations des dispositifs de MAE, à travers les CTE (qui sont un programme volontaire public), ont mis en évidence la faible participation des agriculteurs (Instance Nationale d'Évaluation du Contrat territorial d'Exploitation, 2003). Le PDRN prévoit plusieurs mesures affectant l'utilisation de produits phytosanitaires :

- soit de façon directe :

- en réduisant l'usage d'herbicides par le désherbage mécanique (mesures 0304A pour les cultures pérennes, 0305A-2 pour le tournesol, 0614A pour l'entretien mécanique des talus, 0804A et 0805A en cultures annuelles), ou par un désherbage thermique (mesure 0808A en maraîchage),
- en remplaçant la désinfection chimique par des procédés physiques (mesure 0809A en arboriculture, 0810A en maraîchage),
- en adoptant un mode de lutte raisonnée (mesure 0801A),
- en mettant en place une lutte biologique (mesure 0802A),
- en modifiant les techniques de lutte contre les rongeurs nuisibles (mesure 0806A),
- en remplaçant l'atrazine par un autre produit phytosanitaire moins polluant (mesure 0807A),
- en remplaçant le broyage par un traitement chimique à base de glyphosate dans les milieux où les risques de destruction de la petite faune par broyage constituent un fort enjeu (mesure 1606A).
- soit de façon indirecte :
 - en diversifiant les cultures dans l'assolement (mesure 0205A) ou :
 - en mettant en place un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes (mesure 0803A).

5.4.9.2.4. Articulation possible des différents modes d'action

L'OCDE considère que les approches volontaires sont des moyens efficaces, soit lorsqu'ils sont appliqués en combinaison avec d'autres éléments d'action, soit lorsqu'ils servent à explorer de nouveaux domaines d'action des pouvoirs publics (OCDE, 2003). C'est le cas de la limitation des pollutions diffuses, pour lesquelles de nombreux progrès sont encore attendus, notamment en matière de caractérisation des coûts de dépollution, du cheminement des polluants, d'évaluation des dommages à court, moyen et long terme, ou de demande sociale effective pour un environnement plus sain.

En première approche, favoriser la mise en œuvre de pratiques de protection des cultures et d'aménagement visant à réduire l'utilisation et l'impact des pesticides se raisonne de façon très différente selon la variabilité des productions sur la zone considérée, mais aussi selon le bénéfice que peut retirer un agriculteur de sa production, rapporté aux prix des pesticides dont on veut limiter l'emploi. Ainsi, un régulateur peut être confronté à une grande diversité de production, soit parce qu'il se place au plan national, soit parce que la région sur laquelle il travaille est favorable à de nombreuses productions. Cette grande diversité de productions va rendre le coût du contrôle de présence de résidus de produits phytosanitaires dans l'eau prohibitif, et le régulateur ne pourra utiliser l'argument d'un contrôle systématique. Dans ce cas, si les agriculteurs tirent de leur production un bénéfice important comparé au prix des produits phytosanitaires qu'ils emploient, ils seront incités à utiliser des itinéraires techniques intensifs (intensifs en produits phytosanitaires). Seule une modification de ce rapport des prix peut les inciter à choisir des itinéraires moins intensifs. Une fois ce rapport des prix modifié, le régulateur peut favoriser l'adoption d'itinéraires moins intensifs en diffusant des connaissances sur ces itinéraires (programmes éducatifs, assistance technique).

A l'opposé, le régulateur peut être confronté à des productions relativement homogènes, soit parce qu'il s'intéresse à une région plus petite (région céréalière, petit bassin versant laitier), soit parce qu'il souhaite réguler une filière (production sous serre, viticulture). Lorsque le régulateur s'intéresse à une filière, il peut utiliser la menace d'une réglementation plus contraignante pour favoriser l'émergence d'approches volontaires, ou choisir une approche par une taxe pour modifier le rapport des prix inputs/production, voire imposer une taxe (au niveau national) et menacer de l'augmenter si la filière ne s'organise pas « volontairement » pour diminuer ses émissions. Lorsque le régulateur s'intéresse à un bassin versant uniquement agricole, il dispose d'un argument supplémentaire : il peut brandir la menace d'un contrôle de la qualité de l'eau pour inciter les agriculteurs présents à limiter l'emploi des pesticides.

De toute façon, les approches qui seront favorisées vont dépendre du rapport des prix entre les productions et les produits phytosanitaires. Certains travaux soulignent effectivement que la signature d'accords négociés est favorisée par les situations dans lesquelles les firmes sont plus concentrées (Brau and Carraro, 1999) ; de plus, l'adoption d'approches volontaires est susceptible d'augmenter encore la concentration de ces firmes. Adopter des approches volontaires soulève la nécessité d'un arbitrage entre bénéfices environnementaux et coûts liés à l'adoption, que seul permet un ensemble de politiques qui contrôle à la fois les problèmes d'émissions et de compétition (Brau et Carraro, 1999).

Enfin, lorsque le régulateur s'adresse à des productions moyennement diversifiées (petite région de polyculture – élevage), il nous semble que des programmes volontaires publics peuvent trouver leur place.

5.4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs

La politique proposée ici vise à répondre à des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Elle est articulée autour de la procédure d'homologation des pesticides et de la mise en place de taxes incitatives sur le prix des pesticides qui permettent d'atteindre les objectifs généraux *a minima* au moindre coût administratif. Elle se décline ensuite autour d'une politique active de recherche, de développement et de conseil visant à offrir aux agriculteurs les moyens techniques de diminuer leurs utilisations de pesticides sans trop diminuer leurs rendements et donc leurs marges. L'importance de cette politique met l'accent sur le fait que les pratiques économes en intrants polluants sont généralement intensives en capital humain et en temps de travail qualifié. Par là même, elle met en évidence que des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions sont nécessairement des objectifs de long terme.

Enfin, cette politique est complétée par des instruments pouvant être utilisés, soit pour résoudre des problèmes particulièrement aigus localement (interdictions d'utilisation de pesticides, contrats proposés à des agriculteurs ou à des groupes d'agriculteurs dont des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides), soit pour résoudre des problèmes spécifiques à certains secteurs (en particulier celui des cultures spéciales). La section 4.9 montre que l'éventail des instruments utilisables dans ce contexte est très important.

Le système de taxation est un élément central de cette politique car les taxes sur les pesticides jouent le rôle d'éperon pour la plupart des autres instruments utilisés : les agriculteurs utilisant des pesticides onéreux chercheront à adopter des pratiques permettant d'utiliser moins de pesticides, ils seront donc demandeurs de conseils et de formations. De même, ces taxes rendront moins coûteuses pour le budget de l'Etat les subventions à verser pour utilisation de bonnes pratiques et les interdictions d'utilisation des pesticides moins pénalisantes pour les agriculteurs qui y sont soumis. Enfin ces taxes jouent un rôle important au niveau de l'offre de pesticides.

Ce schéma de politique de régulation n'est évidemment pas le seul qui puisse être utilisé pour la réduction de l'utilisation des pesticides, mais il nous semble qu'il possède de bonnes propriétés quant à son efficacité économique, *i.e.* dans une perspective coût/efficacité.

En outre, il peut être facilement adapté à des objectifs moins ambitieux. Le niveau des taxes peut être adapté, les taxes peuvent n'affecter que le prix de certains pesticides...

De même, s'il est considéré que seuls des problèmes locaux persistent, seule l'utilisation des instruments d'interdiction ou d'instruments contractuels est requise.

Cependant, dans tous les cas la mise en place d'une politique active de recherche, de développement et de conseil s'avère nécessaire. Même pour résoudre des problèmes locaux, l'utilisation de pratiques économes en intrants polluants est nécessaire. Cette politique est génératrice d'économies d'échelle dans le sens où certaines pratiques, même définies pour résoudre un problème local, peuvent être suffisamment générales pour être « facilement » adaptées à d'autres contextes. La mise au point de ces pratiques permet donc de réduire le coût de la diminution des pollutions même dans les zones où les niveaux de pollution sont jugés comme étant acceptables. La réduction de ce coût peut alors remettre en cause l'arbitrage défini dans le cadre d'une analyse coût/bénéfice (voir la partie 1).

En matière de recherche la création de groupe d'experts à l'échelle de l'UE permet d'exploiter des économies d'échelle au niveau européen en associant des chercheurs confrontés à des problèmes analogues, bien qu'ils soient localisés à travers toute l'UE. Cependant, cette coopération entre Etats-membres de l'UE pourrait avantageusement être étendue à d'autres domaines. Par exemple, la mise en place d'un système de taxation homogène à l'échelle européenne réduirait significativement les coûts de contrôle de ce système. En même temps, elle réduirait à néant les distorsions de compétitivité liées à la mise en place de ce système, tout au moins pour ce qui concerne le commerce intra-UE des produits agricoles. Néanmoins, si cette coopération à l'échelle européenne paraît souhaitable, elle n'est pas nécessaire. Une politique ambitieuse de réductions des pollutions par les pesticides peut se justifier à l'échelle d'un pays comme la France.

Par ailleurs, les analyses conduites ici ont montré que les problèmes liés à l'utilisation des pesticides sont liés à ceux des autres pollutions d'origine agricole : pollutions par les fertilisants ou les effluents d'élevage. Là encore des économies pourraient vraisemblablement être réalisées, au niveau des coûts administratifs des instruments à mettre en place, au niveau des coûts des politiques de recherche, développement et conseil ou au niveau de l'efficacité des instruments d'incitation à la réduction de l'utilisation des intrants polluants. Ce point, largement éludé dans l'analyse économique des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole, mériterait plus d'attention.

Les questions précédentes sont d'ailleurs liées à celles de la répartition des tâches entre administrations, agences ou organismes para-agricoles et de la coordination des institutions concernées par la régulation des pollutions d'origine agricole. Cette coordination s'avère nécessaire ne serait-ce que pour faciliter le transfert des informations requis pour un pilotage précis des politiques de régulation. L'analyse de ces questions déborde du cadre défini par cette expertise scientifique, ne serait-ce parce qu'elles dépassent les compétences des économistes.

Dans le même ordre d'idées, il peut être intéressant de combiner plusieurs disciplines des sciences sociales pour définir la forme précise d'un instrument. Par exemple, la définition des formes de conseil les plus adaptées relèvent d'autres disciplines telles que la sociologie ou la psychologie. De même, la définition de la forme des instruments de sensibilisation des consommateurs aux problèmes d'origine agricole ou de la forme des labels valorisant des pratiques respectueuses de l'environnement relèvent de disciplines tels que la sociologie ou le marketing.

En fait, le principal intérêt de l'analyse présentée dans cette partie est de montrer qu'il est possible d'atteindre des objectifs ambitieux de réduction des pollutions par les pesticides à des coûts raisonnables pour les agriculteurs et les contribuables dès lors qu'on s'en donne le temps et les moyens.

Bien entendu, la science économique présente un cadre d'analyse général du problème des pollutions. Mais ce cadre d'analyse est difficile à mettre en œuvre concrètement pour définir conjointement les objectifs de la régulation des pollutions et les autres objectifs pertinents du choix social (revenu des agriculteurs, niveau de la production agricole...).¹⁴⁵ Dans ce contexte le rôle des économistes est d'éclairer les choix publics en :

- détaillant les liens qu'entretiennent ces objectifs à travers les mécanismes du fonctionnement de l'économie et par conséquent de mettre en évidence les arbitrages en jeu

et :

- en évaluant dans la mesure du possible les éléments pertinents du choix social.

In fine le choix des objectifs doit être un choix politique, *i.e.* un choix qui conclut un débat démocratique et qui amène une décision prise dans l'intérêt général. Dans ce contexte, le premier avantage du cadre d'analyse développé par la science économique est de définir précisément les arbitrages mis en jeu par le choix des objectifs de régulation des pollutions (voir la partie 5.1).

Le second avantage du cadre d'analyse développé par la science économique est de montrer que dès lors que ces objectifs sont décidés, la priorité du choix de la politique à mettre œuvre est d'inciter les

¹⁴⁵ Même si les économistes se sont penchés sur la question du choix social en général (procédures de vote, définition des fonctions de choix social, définition de critère d'équité...), ils ne sont jamais parvenu à un consensus sur les critères pertinents de ce choix social. Les questions liées à ces critères sont par essence subjectives car les choix sociaux ont une dimension éthique voire philosophique (Salanié, 1998).

agents émetteurs de pollution à réduire leurs émissions polluantes. Dans cette optique, les instruments les plus efficaces d'un point de vue économique sont :

- des instruments réglementaires (normes et système de contrôle/sanction dissuasif) lorsque les coûts du non-respect des objectifs sont potentiellement très importants. Ces instruments réglementaires regroupent en particulier la procédure d'homologation des pesticides et les normes d'utilisation de pesticides (interdictions locales, bandes enherbées...)
- des instruments d'incitation économique lorsque les objectifs à atteindre ne justifient pas l'utilisation d'instruments réglementaires contraignants (et coûteux à mettre en place d'un point de vue administratif). Les taxes incitatives sur le prix des pesticides ainsi que les contrats à usage spécifique entrent dans cette catégorie d'instruments.

En outre l'analyse économique de cette régulation montre qu'il convient d'affranchir le choix de ces instruments d'incitation à la réduction des pollutions des considérations redistributives liées à l'emploi de ces instruments. Si la société estime que l'emploi de taxes fait porter une charge trop lourde aux agriculteurs alors il convient de gérer cette question par l'utilisation d'instruments de compensation des agriculteurs. Remettre en cause l'utilisation des instruments d'incitation économique pour la réduction des pollutions revient à remettre en cause *a posteriori* les objectifs de la politique de régulation.

Evidemment, des instruments tels que des taxes de niveau important (de 35 à 50% du prix des pesticides au Danemark) sont difficilement acceptables pour les entreprises dépendant directement de la vente et de l'utilisation de ces produits. Il n'en reste pas moins que se priver de ces instruments très efficaces d'un point de vue économique implique un accroissement des coûts de la régulation des pollutions, soit en terme de coûts supplémentaires supportés par le budget de l'Etat, soit en terme de coût des pollutions si se priver de ces instruments conduit à la remise en cause des objectifs fixés initialement. Ces coûts sont alors supportés par les contribuables et les victimes des pollutions.

Ces remarques posent la question des mécanismes politiques conduisant aux choix des objectifs des politiques de régulation et des instruments mis en œuvre pour atteindre ces objectifs. D'un point de vue économique, une fois les objectifs fixés le choix des instruments consiste simplement en une recherche de la combinaison des instruments permettant d'atteindre des objectifs au moindre coût pour la société. Le niveau des taxes à mettre en œuvre est donc automatiquement lié aux objectifs à atteindre. De ce point de vue le niveau des taxes à mettre en place doit découler d'un calcul et ne doit pas être négocié. Ces remarques ne s'appliquent pas qu'au problème du niveau des taxes. Elles s'appliquent aux autres instruments utilisés qu'ils soient réglementaires ou contractuels.

La négociation ne devrait donc concerner que l'ensemble des objectifs à atteindre, *i.e.* les objectifs en terme de réduction des pollutions, les objectifs en terme de soutien au revenu des agriculteurs, voire d'autres objectifs. Bien entendu les problèmes soulevés par ces négociations peuvent être complexes lorsque les mécanismes économiques (voire les mécanismes politiques) en jeu font que certains objectifs sont incompatibles entre eux. Mais là encore, il convient d'insister sur le fait que bien des arbitrages entre objectifs peuvent être évités par un choix judicieux d'instruments de régulation. Il est par exemple évident que s'interdire l'utilisation de transferts monétaires directs aux agriculteurs rend difficilement compatibles les objectifs de réduction de l'utilisation des pesticides et de maintien du revenu des agriculteurs (sauf à considérer que le budget de l'Etat est sans limite) alors que ces objectifs sont parfaitement compatibles lorsque ces transferts peuvent être mis en place.

Une fois les négociations sur les objectifs arrêtés, il convient alors de se concentrer sur la définition des instruments permettant d'atteindre ces objectifs au moindre coût pour le budget de l'Etat, *i.e.* pour les contribuables.

5.5. Remarques conclusives et synthèse

Pollutions par les pesticides et choix public : les arbitrages en jeu

En tant que problème de choix public, le problème des pollutions par les pesticides repose sur un constat et des arbitrages bien connus.

D'une part, l'activité agricole génère des pollutions que la société dans son ensemble juge trop importantes. D'autre part, il n'existe pas de solution « miracle » dans la mesure où la réduction des pollutions par les pesticides passe par une réduction de l'utilisation de ces intrants. Or cette réduction, quelle que soit l'approche utilisée pour l'obtenir, fera à la fois des « gagnants » et des « perdants ».

En théorie l'analyse économique de la régulation des pollutions par les pesticides a deux objectifs : définir le niveau « optimal » d'utilisation des pesticides pour la société et déterminer les instruments permettant d'atteindre cet objectif au moindre coût pour la société.

Schématiquement, le premier objectif repose sur une analyse coût/bénéfice générale. L'utilisation de pesticides génère des bénéfices pour leurs producteurs, leurs distributeurs, les agriculteurs qui les utilisent et les utilisateurs de produits agricoles (consommateurs et industries agroalimentaires). Ces derniers bénéficient de produits alimentaires de qualité à prix modérés.

Cependant, l'utilisation de pesticides est également à l'origine de coûts pour la société (en dehors des dépenses de pesticides des agriculteurs). Ces coûts sont mesurés par la dégradation de l'état de l'environnement naturel (faune et flore), l'éventuelle dégradation de la santé des consommateurs d'eau et de produits alimentaires... Aussi, toute réduction de l'utilisation des pesticides (quelle que soit la manière dont elle est mise en œuvre) tend à réduire à la fois les coûts et les bénéfices sociaux de cette utilisation. Le problème de l'arbitrage lié à la détermination de l'utilisation « optimale » des pesticides (ou de réduction optimale des pollutions par les pesticides) se situe à ce niveau.

Etant donné la complexité du problème, l'incertitude entourant certains effets des pesticides, le caractère éthique (effets sur la santé humaine...) ou philosophique (responsabilité vis-à-vis des générations futures...) de certains impacts des pesticides, une analyse coût/bénéfice du problème des pesticides est concrètement irréalisable.

Aussi, et c'est là le point de vue de nombre d'économistes, le choix des objectifs de la régulation est essentiellement un choix politique dans le sens où les représentants élus des citoyens ont pour mission de définir ces objectifs dans l'intérêt général.

Dans ce contexte le premier rôle des économistes est d'évaluer au mieux les effets des différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides envisagés par les pouvoirs publics (sur le revenu agricole, sur le revenu des producteurs et distributeurs de pesticides, sur le pouvoir d'achat des consommateurs, sur les dommages à l'environnement et à la santé humaine et sur le budget de l'Etat, *i.e.* les contribuables).

Les travaux des économistes pour l'étude de la réduction des pollutions par les pesticides

Dans l'optique de la régulation de l'utilisation des pesticides les économistes ont principalement travaillé dans deux directions : la compréhension de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et la définition des instruments (ou mesure) de régulation pour la réduction de cette utilisation. Ces recherches ont permis de mettre à jour les principaux mécanismes économiques expliquant l'importance de l'utilisation des pesticides. La connaissance de ces mécanismes est essentielle pour définir les leviers utilisables pour la régulation des pollutions dont ces intrants sont à l'origine.

Les études théoriques sont nombreuses sur les questions de l'utilisation et de la régulation des pesticides. Mais les études empiriques permettant d'évaluer les effets d'une politique de réduction de l'utilisation de ces intrants ont produit des résultats très fragmentaires. Par exemple, beaucoup de résultats sont disponibles pour le secteur américain des grandes cultures. En revanche, peu de résultats sont mobilisables pour la production maraîchère ou la production fruitière européennes.

Plusieurs sources d'explications sont à l'origine de cette fragmentation de l'information :

- Ne sont publiées dans les revues scientifiques d'économie que les travaux mettant en évidence des problèmes originaux : mécanismes économiques ou méthodes économétriques.
- Bien que scientifiquement intéressants, certains problèmes ne peuvent être étudiés d'un point de vue empirique faute de données.

De fait, les études systématiques sur l'utilisation ou la régulation des pesticides sont commandées par des institutions nationales ou supra-nationales qui envisagent une intervention publique (Ministères, UE...). En tant que telles ces études ne sont publiées que sous forme de rapports d'expertise et ne font l'objet de publications scientifiques que sur des points précis.

Par exemple, de nombreuses études américaines sur l'adoption des techniques de la lutte intégrée ont été publiées depuis le milieu des années 1990 sous forme de rapports disponibles sur *internet* ou d'articles scientifiques. Ces études utilisent les données des enquêtes menées par l'USDA à partir du début des années 1990. Ces données permettent de mesurer de manière systématique l'évolution, les déterminants et les effets de l'adoption des pratiques économes en intrants polluants. Elles sont utilisées par le service des études économiques de l'USDA (USDA-ERS) pour réaliser un diagnostic qui permet de piloter au mieux l'intervention du gouvernement américain dans ce domaine. Elles sont utilisées par des universitaires pour conduire des études empiriques sur des problèmes plus spécifiques.

L'Etat danois a produit des données et des études similaires pour les travaux du comité Bichel. Mais ces données et études n'ont ni fait l'objet d'articles scientifiques, ni fait l'objet de rapports très détaillés disponibles en langue anglaise (tout au moins à notre connaissance).

Par conséquent, si les recherches publiées permettent de définir les grands principes d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides, ces recherches ne permettent pas de définir précisément les modalités d'application de cette politique. Les études chiffrées disponibles sont trop peu nombreuses.

De la dépendance du secteur agricole vis-à-vis des pesticides chimiques

Les nombreuses études menées sur les effets des différentes mesures d'incitation économique de la PAC (prix soutenus, compensations par hectare...) montrent que les agriculteurs adaptent leurs choix de production et d'intrants au contexte économique auquel ils font face. Elles montrent également que ces choix s'orientent généralement vers les options les plus rentables d'un point de vue économique. Aussi, postuler que les agriculteurs tendent à utiliser les productions et les pratiques culturales qui optimisent leur revenu est somme toute raisonnable.

Bien entendu, le simple calcul de marges brutes ne permet pas de rendre compte de l'ensemble des enjeux des choix des agriculteurs. Dans une optique de long terme, les agriculteurs mettent en place des investissements tangibles (matériel, bâtiments...) ou intangibles (formations...) qui n'entrent pas dans le calcul des marges brutes mais qui affectent significativement leurs choix.

De même, les choix des agriculteurs peuvent être soumis à des contraintes spécifiques. D'un point de vue économique ces contraintes s'analysent sous l'angle des coûts d'opportunité. Un éleveur envisageant d'adopter des pratiques culturales plus intensives en main d'œuvre compare implicitement le bénéfice qu'il retire de ce surcroît de travail sur ses cultures par rapport aux pertes éventuelles qu'il subit lorsqu'il consacre moins de temps à son élevage (voire à son loisir).

Le risque (climatique ou sanitaire) fait partie inhérente de l'activité agricole. Or, comme la plupart des individus, un agriculteur souhaite généralement contrôler l'aléa affectant son revenu. Les agriculteurs

ne choisissent donc pas leurs pratiques ou leurs productions qu'en comparant les revenus moyens que leur donnent les différentes options possibles. Ils considèrent généralement le caractère aléatoire de ces revenus (variances, probabilités que ces revenus soient inférieurs à un seuil donné). Cette attitude peut avoir deux origines. La première est liée aux préférences intrinsèques des individus, *i.e.* à leur aversion face au risque. La seconde est liée à des contraintes spécifiques, *e.g.* à des remboursements d'emprunts.

Il a été montré que certains agriculteurs choisissent des options moins rentables que d'autres mais plus respectueuses de l'environnement. Ces choix spécifiques sont à rapprocher des choix des consommateurs qui achètent des produits « écologiques » (par exemple les produits de l'agriculture biologique) bien que ces produits soient plus onéreux que les produits standards équivalents. Cependant, ces choix ne concernent généralement qu'un petit nombre d'agriculteurs, ceux qui sont prêts à « sacrifier » une partie de leur revenu pour adopter des pratiques conformes à leurs valeurs ou à leur sensibilité. En tout état de cause, il est évident que si la sensibilité des agriculteurs vis-à-vis des problèmes de pollution est avérée, cette dernière n'est pas suffisante pour que les problèmes de pollutions d'origine agricole trouvent une solution spontanée. Ce constat s'applique d'ailleurs aux achats de produits écologiques des consommateurs. Il résulte de mécanismes bien connus en économie publique : ceux qui font que la production d'un bien public (la qualité de l'environnement ici) est sous-optimale si elle n'est financée que par des contributions volontaires.

"Surconsommation" des pesticides et "gaspillage"

Il est parfois avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, dans le sens où ils en utiliseraient plus que ne le préconisent les experts en protection des cultures. Cette idée renvoie à celle de « gaspillage » ou d'inefficacité. Les économistes tendent généralement à réfuter cette idée. En effet, le principe de rationalité qu'ils adoptent implique que si les agriculteurs font certains choix, ces choix sont rationnels de leur point de vue. Comprendre les choix des agriculteurs repose sur la détermination de leur rationalité, *i.e.* par la définition de leurs objectifs et contraintes.

Il ne suffit donc pas de résoudre un problème d'efficacité technique dans l'utilisation des pesticides pour résoudre le problème lié aux pollutions que ces produits engendrent.

En particulier, la question de la sur-utilisation des pesticides est liée à celle de protection phytosanitaire préventive (voire systématique), *i.e.* à l'absence de dépistage des infestations avant intervention. Cette question peut être abordée sous l'angle des coûts implicites du dépistage. En effet, négliger le coût du temps que l'agriculteur passe à surveiller ses cultures, le coût de sa formation au dépistage ou encore le coût de ses éventuelles erreurs de diagnostic tend à surestimer artificiellement la rentabilité la protection phytosanitaire raisonnée vis-à-vis de la protection phytosanitaire systématique.

En outre l'intérêt des techniques de dépistage dépend des pratiques culturales. Par exemple, les pratiques culturales spécialisées ou à hauts rendements objectifs sont généralement génératrices de risque phytosanitaire. Dans le cas des grandes cultures européennes, l'intérêt du dépistage réside dans l'économie des traitements inutiles. Or dans le cas des pratiques culturales les plus intensives (rotations spécialisées, densité de semis élevée, fertilisation importante...), la fréquence des infestations potentiellement dommageables est relativement élevée car stimulée de manière « endogène ». Un agriculteur utilisant de telles pratiques sera peu incité à utiliser le dépistage étant donné que ce dernier lui donnera peu l'occasion d'économiser des traitements.

Le dépistage est plus utilisé aux Etats-Unis car il est utilisé dans une logique différente. Les producteurs américains de grandes cultures utilisent des pratiques plus extensives pour lesquelles la protection chimique préventive est peu rentable. Le dépistage des infestations leur permet de ne traiter qu'à bon escient alors qu'en routine ils traitent peu.

Ces différences au niveau des pratiques conventionnelles des producteurs américains et européens expliquent vraisemblablement pourquoi les recherches agronomiques menées pour la réduction de

l'utilisation des pesticides en grandes cultures portent sur la protection intégrée aux Etats-Unis et sur la production intégrée en Europe.

Elasticités prix et dépendance de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides

En matière de régulation de problèmes de pollution, les économistes se prononcent généralement en faveur de l'utilisation d'instruments d'incitation économique, et notamment de taxes. Les discussions concernant les effets de ces taxes se focalisent sur deux points qui sont très liés : l'élasticité-prix des pesticides et le coût de la taxation pour les agriculteurs. S'il est généralement admis qu'un faible coût des pesticides chimiques favorise l'utilisation de ces produits, il est généralement plus difficile de faire admettre qu'un coût élevé de ces produits tend à favoriser une diminution de leur utilisation. Cette idée renvoie à celle de la dépendance de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides. D'un point de vue économique, le niveau actuel d'utilisation des pesticides en France tient à l'efficacité technique de ces produits pour la lutte contre les bio-agresseurs (notamment dans les systèmes de production spécialisés et à hauts rendements-objectifs) et à la rentabilité relative (au sens large) de la lutte chimique (préventive) vis-à-vis des alternatives à cette lutte chimique.

A court terme, les agriculteurs sont « dépendants » de l'utilisation des pesticides dans la mesure où la maîtrise du risque phytosanitaire est un élément crucial des systèmes de production conventionnels. Dans ce cas l'utilisation des pesticides est requise par des exigences techniques. Si les prix des pesticides devaient subitement s'accroître de manière sensible, les agriculteurs décideraient vraisemblablement de peu modifier leurs utilisations de pesticides (faible élasticité prix de l'utilisation de pesticides à court terme) et subirait entièrement les effets de cette hausse de prix.

A moyen terme, les agriculteurs disposent d'options supplémentaires pour s'adapter à la hausse du prix des pesticides. Certains peuvent modifier leur assolement en diminuant les surfaces des cultures les plus consommatrices de pesticides, viser des rendements objectifs moins élevés, commencer à adopter (à expérimenter) les pratiques innovantes économes en pesticides déjà mises au point ou en cours de développement. Ce faisant, leur utilisation de pesticides tend à décroître sous l'effet de la hausse des prix de ces intrants (élasticité prix de l'utilisation de pesticides significative à moyen terme), ce qui leur permet d'amortir les effets de cette hausse sur leur revenu.

A long terme, les agriculteurs peuvent changer significativement à la fois leurs choix de production et leurs systèmes de production. D'une part, la hausse du prix des pesticides incite les agriculteurs à modifier leurs assolements et à investir pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Aussi, à long terme les effets d'une hausse de prix des pesticides permettrait de réduire de manière importante l'utilisation de ces produits (forte élasticité prix des pesticides à long terme).

Cette discussion illustre deux points fondamentaux. D'une part, la dépendance de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est plus importante à court-terme qu'à long terme. Les recherches menées en France montrent que pour les grandes cultures des itinéraires techniques de production à bas niveaux d'intrants peuvent s'avérer intéressants dans l'optique d'une réduction de l'utilisation des pesticides. De même, les techniques de protection phytosanitaire intégrée seront d'autant plus rentables pour les arboriculteurs que les pesticides seront onéreux. D'autre part, la dépendance de la production vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est d'autant plus faible que l'agriculteur dispose de pratiques culturales (voire de systèmes culturaux) alternatives (alternatifs) aux pratiques conventionnelles (systèmes conventionnels).

Dans cette optique, l'orientation de la recherche agronomique joue ici un rôle crucial : elle doit offrir aux agriculteurs des pratiques ou des systèmes culturaux alternatifs aux pratiques ou systèmes conventionnels qui sont consommateurs de pesticides ou, en tous cas, d'une protection phytosanitaire efficace.

La relative « dépendance » technique et économique des agriculteurs vis-à-vis des pesticides est très variable. Les producteurs de grandes cultures semblent les mieux lotis dans la mesure où ils disposent de nombreuses possibilités d'ajustement, notamment en terme d'assolement et de rotations culturales. Les producteurs de cultures pérennes sont eux très dépendants de la disponibilité d'alternatives à la

lutte chimique. En outre, lorsqu'ils sont très spécialisés la maîtrise du risque phytosanitaire est un enjeu majeur en termes quantitatifs et qualitatifs. Le cas des éleveurs produisant la nourriture et le fourrage de leur cheptel est également spécifique. Pour eux la lutte chimique préventive a l'intérêt d'être peu gourmande en temps de travail et de garantir des *minima* de rendement. Cependant à long terme, ces agriculteurs ont d'importantes possibilités d'ajustement de leurs pratiques : de l'ajustement de la taille de leur cheptel à la délégation de leurs productions végétales à des entrepreneurs spécialisés.

Ces différences doivent être prises en compte lors de la définition des politiques de réduction des pollutions par les pesticides, notamment pour le ciblage des recherches à mettre en œuvre ou des structures de conseil à développer.

Le rôle de l'agro-fourmiture, des transformateurs des produits agricoles et des consommateurs

Des facteurs « externes » au secteur de la production agricole peuvent accroître la « dépendance » des agriculteurs vis-à-vis des pesticides.

Par exemple, les exigences des consommateurs et/ou du secteur de la distribution des produits alimentaires en matière d'aspect et de conservation des légumes ou fruits frais tend à induire l'utilisation de pesticides. Ces exigences accroissent la dépendance des cultures spéciales vis-à-vis d'une protection phytosanitaire très efficace.

De même, l'association du conseil en protection des cultures et de la vente des pesticides tend à favoriser l'utilisation de pesticides chimiques.

Dans la même logique, la distribution des semences, des pesticides, des engrais... est souvent assurée par les mêmes entreprises. La réticence de ces entreprises à distribuer des variétés rustiques ou résistantes à certains déprédateurs est souvent évoquée comme un frein à la diffusion des pratiques économes en pesticides.

Quelques études récentes analysent le rôle de l'association conseil phytosanitaire/vente de pesticides sur l'utilisation de ces intrants. Des études plus nombreuses cherchent à évaluer le consentement à payer des consommateurs pour des produits garantis sans résidus de pesticides.

Les raisons de la faible utilisation des alternatives aux pesticides

Dans la plupart des pays où l'utilisation des pesticides pose problème, l'utilisation des alternatives à la lutte chimique, aux pratiques culturales conventionnelles ou aux systèmes culturaux conventionnels est jugée insuffisante. Dans la logique de ce qui a été développé précédemment, les économistes proposent plusieurs explications de ce constat :

- Les rapports des prix des pesticides sur les prix des produits agricoles ou sur les prix des autres intrants (main d'œuvre, carburant...) semblent encore favoriser les pratiques culturales conventionnelles, et donc le recours aux pesticides chimiques.
- Les alternatives à la lutte chimique, aux pratiques culturales conventionnelles ou aux systèmes culturaux conventionnels génèrent des coûts implicites importants. Ces coûts incluent le coût d'un temps de travail accru, le coût de services spécifiques (analyses, conseil...) voire, dans certains cas, le coût lié à un risque de production accru.
- Enfin, les pratiques culturales économes en pesticides sont relativement complexes par rapport aux pratiques culturales conventionnelles. En effet, alors que les pratiques conventionnelles s'appuient généralement sur des routines bien établies, les pratiques alternatives exigent plus de connaissances (agronomiques, biologiques...) et une certaine réactivité des décisions des agriculteurs. Elles sont intensives en capital humain et en temps de travail.

Pour nombre d'agriculteurs, l'adoption de ces techniques requiert un investissement préalable en terme de formation. Les études américaines sur cette question et le fait que les pays en avance dans le domaine de la régulation des pesticides aient tous mis en place des politiques de formation et de conseil tend à confirmer ce point.

En ce qui concerne les changements de pratiques de production il convient de distinguer les notions d'utilisation et d'adoption. Le terme d'utilisation est ici réservé à la phase durant laquelle les pratiques considérées sont maîtrisées. L'adoption est la phase qui précède l'utilisation (maîtrisée). Elle concerne spécifiquement la transition d'une pratique à l'autre.

L'utilisation d'une pratique alternative à celle utilisée actuellement ne sera envisagée par les agriculteurs qu'à deux conditions :

- l'utilisation de la pratique alternative doit être plus rentable (au sens large) que la pratique conventionnelle

et :

- les investissements liés à l'adoption de la nouvelle pratique doivent être justifiés par les gains (au sens large) liés à l'utilisation de la nouvelle pratique.

La première condition (rentabilité en phase d'utilisation) met en évidence trois points importants :

- Ne seront adoptées que les pratiques qui s'avèrent plus rentables à long terme que les pratiques conventionnelles. Le coût de la lutte chimique ou les bénéfices de l'utilisation des pratiques alternatives sont des facteurs cruciaux ici, ce qui offre deux options en matière de politique d'incitation : alourdir le coût de l'utilisation des pesticides ou favoriser l'utilisation des pratiques économes en pesticides.
- La perception par les effets des nouvelles pratiques joue un rôle fondamental. Ceci pose le problème de la diffusion de l'information concernant l'intérêt des pratiques économes en pesticides. En effet, l'incertitude entourant l'intérêt de ces pratiques joue en défaveur de leur adoption. Les agriculteurs qui sont averses au risque chercheront à éviter cette incertitude. En outre, les agriculteurs peuvent être simplement pessimistes quant aux effets attendus de ces nouvelles pratiques.
- La disponibilité d'un conseil en protection des cultures peut jouer un rôle crucial pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Par exemple, un éleveur pourra préférer payer un dépisteur professionnel plutôt que surveiller lui-même ses parcelles.

L'investissement nécessaire à l'adoption de nouvelles pratiques sera d'autant moins important pour un agriculteur au capital humain important (expérience, éducation...). De même, cet investissement ne pourra être amorti que si l'agriculteur envisage d'utiliser suffisamment longtemps la nouvelle pratique. Un agriculteur âgé a peu d'incitations à investir surtout s'il n'envisage pas de former son successeur.

La seconde condition (coûts spécifiques à la phase d'adoption) est fortement liée aux caractéristiques des pratiques économes en intrants. En effet, ces pratiques sont génériques dans le sens où elles décrivent un ensemble de principes d'actions qui doivent être adaptés au contexte spécifique de l'exploitation. La phase d'adoption repose sur une procédure d'apprentissage qui génère des coûts implicites spécifiques :

- pertes de revenus liés aux essais,
- risque de revenu lié aux essais lorsque les essais ne peuvent être réalisés à petite échelle,

ou encore :

- coût du temps passé à récupérer et à analyser les résultats des essais (coûts d'apprentissage).

Là encore la diffusion de l'information joue un rôle crucial. Elle réduit les coûts liés aux tâtonnements des agriculteurs. Cette diffusion peut utiliser deux canaux :

- de la recherche (INRA, Instituts Techniques, ...) vers les agriculteurs

et :

- des agriculteurs en phase d'utilisation des nouvelles pratiques vers ceux qui ne sont qu'en phase d'adoption.

Politique de réduction des pollutions par les pesticides et efficacité économique : les grands principes

Peu d'études considèrent le problème de la régulation des pollutions par les pesticides en tenant compte de ses spécificités et en le traitant dans sa globalité.

La plupart des études spécifiques sur la question des pesticides analysent un point particulier (gestion des phénomènes de résistance, régulation dans un bassin versant par des approches contractuelles, adoption de certaines pratiques...).

De même, la plupart des études publiées analysant la régulation des pollutions à grande échelle concernent les polluants industriels, *i.e.* des problèmes ne concernant qu'un nombre limité de firmes, que des polluants homogènes et dans la plupart des cas des pollutions mesurées par des concentrations ambiantes (gaz à effets de serre, concentrations de polluants dans une rivière...).

Aussi définir une politique de régulation des pollutions par les pesticides revient à mobiliser les résultats obtenus de différentes parties des recherches en économie agricole et des recherches en économie de l'environnement pour les appliquer dans un cas spécifique.

Par rapport aux cas généralement étudiés, les pesticides ont plusieurs spécificités importantes :

- Les pesticides sont des produits hétérogènes.
- Les caractéristiques des principaux utilisateurs de pesticides sont très hétérogènes.
- Les dommages liés aux pollutions par les pesticides concernent à la fois l'environnement naturel et la santé humaine. Les pesticides peuvent être dommageables à la santé humaine *via* les produits agricoles, *via* l'eau voire *via* l'air (essentiellement pour les agriculteurs).
- Les dommages environnementaux dépendent de l'écotoxicité des produits utilisés, des quantités des pesticides utilisés, des conditions dans lesquelles ces produits sont utilisés et des lieux où ces produits sont utilisés.
- Les dommages sur la santé humaine dépendent de la toxicité des produits utilisés, de la concentration de ces produits dans les aliments ou dans l'eau et des quantités d'eau et de produits ingérés.

Ces spécificités font de la régulation des pesticides un problème relativement complexe car elle doit tenir compte de plusieurs sources d'hétérogénéité : celle de la sensibilité des conflits d'usage de l'environnement, celle de pesticides eux-mêmes, celle des secteurs de la production agricole, ...

Définir une politique de régulation efficace d'un point de vue économique, *i.e.* permettant d'atteindre des objectifs environnementaux donnés au moindre coût pour la société repose sur quelques grands principes généraux. L'application de ces principes permet de dresser les contours d'une politique efficace de régulation des pollutions par les pesticides.

Définir des objectifs modulés et compatibles entre eux

Les choix des objectifs de régulation des pollutions des pouvoirs doivent, dans la mesure du possible, reposer sur une analyse similaire à celle d'une analyse coût/bénéfice standard. Ceci implique qu'en principe les objectifs de l'Etat devraient être modulés en fonction des conditions spécifiques à chaque localisation géographique. Par exemple, toutes choses égales par ailleurs, les objectifs de réduction des pollutions devraient être plus ambitieux dans les zones sensibles à l'utilisation des pesticides : zones écologiquement fragiles (ce qui rejoint l'idée des zones Natura 2000), zones de collecte d'eau potable (ce qui rejoint la Directive Cadre Eau), zones où les activités humaines sont sensibles aux pollutions par les pesticides (zones de production aquacole, zones péri-urbaines, ...).

Bien entendu les pouvoirs publics peuvent avoir d'autres objectifs que la réduction des effets des pollutions. Les autres objectifs peuvent concerner le revenu agricole (ou le nombre d'agriculteur), le niveau de la production agricole, les finances publiques, ... Il convient que ces objectifs soient compatibles. Par exemple, réduire les effets des pollutions sans modifier le revenu agricole et sans accroître les dépenses publiques est illusoire. Réduire les effets des pollutions sans modifier le revenu

agricole est théoriquement possible. Cependant dans ce cas, un accroissement des dépenses publiques est nécessaire. Ceci ne pose pas de problème outre mesure si les objectifs fixés le sont dans l'intérêt général puisque dans ce cas l'accroissement des dépenses publiques est compensé par la réduction des coûts liés aux effets des pollutions qui, si elle est difficilement évaluable, n'en est pas moins réelle.

Ensuite, il est également important de noter que les contraintes imposées dans le choix des mesures de régulation mobilisées pour atteindre les objectifs fixés se traduisent généralement par une hausse du coût social de cette régulation. Les pouvoirs publics peuvent par exemple décider d'exclure l'utilisation d'instruments spécifiques (e.g. les taxes sur le prix des pesticides) pour des raisons d'acceptabilité politique. Si cet instrument de régulation apparaît comme optimal d'un point de vue économique, s'en priver oblige à se reporter sur un choix d'instrument sous-optimal, donc coûteux d'un point de vue social (soit au niveau du budget de l'Etat et donc des contribuables, soit au niveau des coûts subis par d'autres agents économiques).

Utiliser une combinaison d'instruments de régulation

Dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides, notamment à l'échelle d'un pays comme la France, il semble nécessaire d'utiliser une combinaison d'instruments de régulation (normes, taxes, subventions...). L'utilisation d'une combinaison d'instruments a pour intérêt de permettre :

- De résoudre un problème géographiquement hétérogène, soit en adaptant le niveau des instruments localement, soit en n'utilisant certains instruments que dans des cas spécifiques.
- De tirer partie des avantages respectifs de chacun des instruments disponibles, certains étant plus indiqués que d'autres en fonction des situations considérées (intervention globale, intervention locale...).

En outre, les combinaisons d'instruments sont généralement nécessaires pour pouvoir atteindre plusieurs objectifs (réduction des pollutions, maintien du revenu des agriculteurs...). Poursuivre plusieurs objectifs au moindre coût social requiert généralement l'utilisation d'un instrument par objectif.

Quelques grands principes pour choisir des instruments efficaces

Dans l'optique de la définition de politiques optimales de régulation des pollutions, l'analyse économique s'appuie sur quelques grands principes.

Agir aussi directement que possible sur la source du problème.

En partant du principe que toute molécule active utilisée est potentiellement polluante (qu'elle aille dans l'environnement naturel ou qu'elle contamine le produit agricole), ce principe suppose que la régulation doit avoir pour objectif la réduction de l'utilisation des pesticides. De même, ce principe implique que la régulation doit chercher à agir sur le niveau de toxicité/écotoxicité des produits utilisés.

Adapter les modalités de l'intervention à l'objectif fixé.

Schématiquement, les instruments de régulation utilisés doivent être d'autant plus coercitifs ou incitatifs que l'objectif fixé est prioritaire. Par exemple, les objectifs en matière de santé humaine justifient des principes d'intervention relativement « rigides » au niveau de la toxicité des produits utilisés. De même, ceci suppose, soit d'adapter le niveau de l'instrument envisagé (niveau de la taxe, niveau de la norme, caractéristiques des cahiers des charges d'un contrat agri-environnemental...) à l'objectif fixé, soit d'utiliser des instruments adaptés à chaque situation.

Orienter les choix des agriculteurs plutôt que les contraindre.

L'idée est ici que les agriculteurs connaissent mieux que quiconque les solutions, en particulier techniques, adaptées à leur exploitation ou à leurs propres préférences. Définir une solution adaptée à chaque agriculteur nécessiterait une masse d'information très coûteuse à obtenir et à exploiter. Cette logique tend à exclure l'utilisation à grande échelle d'instruments tels que les quotas d'utilisation de pesticides (régulation par les quantités à caractère obligatoire) ou les contrats pour utilisation de bonnes pratiques (régulation par les quantités à caractère volontaire). L'élaboration de tels instruments est très coûteuse si ces instruments sont définis au cas par cas. Définis de manière homogène, ils sont inutilement contraignants pour certains agriculteurs et n'ont aucun intérêt pour d'autres.

Considérer les coûts administratifs des mesures envisagées.

L'exemple précédent montre que le coût d'élaboration de certaines mesures de régulation peut être très élevé. D'autres coûts administratifs supportés par l'Etat doivent également être considérés : coûts d'administration des dossiers, coûts de diffusion de l'information... Parmi ces coûts, il convient de mettre en avant les coûts de contrôle du respect des normes (ou quotas) édictées ou des cahiers des charges des contrats adoptés.

N'intervenir que si nécessaire.

D'un point de vue économique, les pouvoirs publics ne doivent intervenir que dans certains cas. De manière générale, l'Etat doit intervenir lorsque le problème considéré ne peut être résolu spontanément, *i.e.* dans le cadre d'une économie marchande. Dans le cas des pollutions l'Etat doit intervenir car il n'existe pas, ou trop peu, de mécanismes (notamment marchands) permettant aux « victimes » des pollutions d'orienter les choix des « pollueurs » vers une diminution de leurs émissions polluantes. La question de l'intervention de l'Etat se pose également dans le cas de la recherche ou du conseil : dans quelle mesure l'Etat doit-il organiser ou financer lui-même l'effort de recherche ou la fourniture du conseil aux agriculteurs ?

Considérer les effets de long terme des instruments de régulation.

Certains instruments de régulation peuvent avoir des effets incitatifs de court ou moyen terme identiques mais des effets de long terme très différents. Ce point rejoint en partie celui de la flexibilité des choix des agents économiques concernés. Par exemple, dès lors qu'ils respectent les termes des contrats qu'ils ont signés, les agriculteurs n'ont plus d'incitations à réduire leurs utilisations de pesticides. En revanche, si une taxe permet à court/moyen terme d'obtenir la même réduction des utilisations de pesticides, les effets incitatifs de cette taxe continuent à agir sur le long terme : tant au niveau de l'utilisation des pesticides qu'au niveau de l'offre de pesticides ou de l'offre de conseil à la réduction de l'utilisation de pesticides.

Agir à long terme et anticiper

Enfin, plus l'objectif de réduction de l'utilisation des pesticides est élevé, plus il est nécessaire d'envisager des politiques de long terme. Il est en effet important de laisser le temps aux différents agents concernés (agriculteurs, distributeurs et producteurs de pesticides, organismes techniques, organismes de recherche, services de conseil...) de trouver les meilleures solutions aux questions posées. Dans cette logique, la politique de régulation doit être mise en place :

- progressivement afin de ne pas pénaliser inutilement les agents dont le comportement est contraint

et :

- en annonçant dès le début son évolution future afin d'envoyer un message clair (et crédible) pour orienter les comportements d'anticipation.

Par exemple, s'il est décidé de déclarer un bassin versant comme zone où l'utilisation des pesticides est interdite, il est nécessaire d'annoncer que cette interdiction prendra effet à un horizon assez

éloigné. Ceci a pour intérêt de laisser le temps aux agriculteurs et à leurs conseillers d'adapter progressivement leurs pratiques sans subir de plein fouet les effets de cette interdiction.

Un schéma de politique de régulation efficace d'un point de vue économique : l'exemple de la politique danoise

La politique danoise vise à répondre à des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Elle est articulée autour de la procédure d'homologation des pesticides et de la mise en place de taxes incitatives sur le prix des pesticides qui permettent d'atteindre les objectifs généraux *a minima* au moindre coût administratif. Elle se décline ensuite autour d'une politique active de recherche, de développement et de conseil visant à offrir aux agriculteurs les moyens techniques de diminuer leurs utilisations de pesticides sans trop pénaliser leurs rendements et donc leurs marges. Enfin, cette politique est complétée par des instruments pouvant être utilisés pour résoudre des problèmes particulièrement aigus localement.

Le système de taxation est un élément central de cette politique car les taxes sur les pesticides jouent le rôle d'éperon pour la plupart des autres instruments utilisés : les agriculteurs cherchent à adopter des pratiques d'autant plus économes en pesticides que ces intrants sont onéreux, ils sont donc demandeurs de conseils et de formations. De même, ces taxes rendent moins coûteuses pour le budget de l'Etat les subventions à verser pour utilisation de bonnes pratiques et les interdictions d'utilisation des pesticides moins pénalisantes pour les agriculteurs qui y sont soumis.

Ce schéma de politique de régulation n'est évidemment pas le seul qui puisse être utilisé pour la réduction de l'utilisation des pesticides, mais il possède de bonnes propriétés quant à son efficacité économique, *i.e.* dans une perspective coût/efficacité. En outre, il peut être facilement adapté à des objectifs moins ambitieux. Le niveau des taxes peut être adapté, les taxes peuvent n'affecter que le prix de certains pesticides, ...

Mesures pouvant être mises en place à l'échelle globale

Si le problème des pollutions par les pesticides est jugé sérieux de manière générale (*i.e.* important quelles que soient les régions considérées et/ou en terme de santé publique), alors il convient d'utiliser des instruments aisément mobilisables à grande échelle. Trois types d'instruments peuvent être utilisés dans ce sens.

Intervenir sur la toxicité et l'éco-toxicité des produits

La procédure d'homologation des produits phytosanitaires utilisés est un instrument réglementaire unanimement reconnu comme nécessaire afin d'agir sur la qualité des produits utilisés, même si les modalités de son utilisation sont parfois discutées. Le rôle de cette procédure est fondamental pour le contrôle de la toxicité/écotoxicité des produits mis en marché.

Cependant, le renforcement récent des critères d'écotoxicité a eu pour effet d'accroître significativement le coût de la mise en marché des pesticides. Il est par exemple montré que les brevets récemment déposés concernent essentiellement des cultures à gros marchés. Ceci peut poser la question du financement public de la recherche (ou de la subvention des coûts d'homologation) concernant les pesticides à « petits » marchés. Cette évolution de la réglementation est d'ailleurs un des déterminants du développement des stratégies des firmes phyto-pharmaceutiques orientées sur les OGM.

De même, les comités d'homologation ont pour mission de juger les pesticides sur différents critères : efficacité agronomique, toxicité et écotoxicité. Comment pondèrent-ils ces différents critères ? Cette question rejoint celle des choix des pouvoirs publics en général.

Inciter la réduction de l'utilisation de pesticides : l'intérêt des taxes sur le prix des pesticides

Pour un problème comme celui engendré par les pollutions par les pesticides, les économistes tendent à plaider en faveur de l'utilisation de taxes. Les taxes sur les pesticides ont de nombreux avantages.

En réduisant la rentabilité de la lutte chimique, elles favorisent la demande des pratiques économes en pesticides par les agriculteurs, ce qui est leur rôle principal.

Elles peuvent être adaptées aux niveaux de toxicité et d'écotoxicité des pesticides (voir l'exemple des taxes norvégiennes, voir sous-section 5.1.4.1.) ce qui permet à la fois d'orienter les choix de leurs utilisateurs et de leurs producteurs. Adaptées en ce sens, elles complètent le rôle de la procédure d'homologation.

Elles peuvent être mises en place progressivement, selon un calendrier pré-établi ou en fonction des résultats obtenus en terme de réduction d'utilisation. En anticipant les effets de taxes ou de contraintes importantes dans l'avenir, les agriculteurs peuvent chercher à organiser leurs choix de production et/ou de pratiques sans subir les effets de ces taxes dans le présent et tenter de les éviter dans l'avenir.

Contrairement à d'autres instruments généralement évoqués (subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides, normes ou quotas d'utilisation) les taxes imposent peu de coûts administratifs tout en laissant de la flexibilité aux agriculteurs dans leurs choix. L'effet incitatif des taxes ne repose pas sur la mise en place de procédures de contrôle/sanction au niveau des exploitations. C'est là un avantage important des taxes en terme de coûts administratifs par rapport aux mesures telles que les normes ou quotas d'utilisation, ou les contrats d'utilisation de pratiques économes en pesticides.

Les taxes ont de bonnes propriétés incitatives à long terme en envoyant un signal clair et une incitation incontournable en faveur de la création et de l'utilisation d'alternatives à la lutte chimique. Dans une logique d'innovations induites, elles peuvent par ailleurs stimuler la mise en place d'un marché du conseil en protection phytosanitaire.

Bien entendu, la taxation des pesticides fait peser l'essentiel de la charge de la régulation des pollutions par les pesticides sur les agriculteurs et sur les producteurs et distributeurs de pesticides. C'est là le sens du principe pollueur-payeur.

Si les pouvoirs publics désirent compenser les effets des taxes sur le revenu des agriculteurs (pour mieux répartir le coût social de la régulation ou pour d'autres raisons), il est alors important qu'ils choisissent des instruments qui ne remettent pas en cause l'effet incitatif des taxes. Par exemple, décider de ne mettre en place que de petites taxes pour ménager le revenu des agriculteurs revient *in fine* à réduire l'objectif environnemental fixé. De fait, réduire les utilisations de pesticides et soutenir le revenu des agriculteurs sont deux objectifs distincts. S'il est décidé d'utiliser des taxes pour le premier objectif, le meilleur moyen de remplir le second est de verser des compensations directement aux agriculteurs (des aides à l'hectare cultivé si l'objectif est l'occupation du territoire, des aides par actif agricole si l'objectif est de préserver l'emploi agricole...). L'avantage de ces compensations est qu'elles sont conformes au principe de conditionnalité des aides européennes et conformes aux règles de l'OMC.

Le dernier avantage du système de taxation est qu'il génère un revenu pour l'Etat. Cet avantage est ici discuté à part dans la mesure où, dans l'optique de la régulation d'un problème de pollution le rôle principal des taxes est d'orienter les choix des agents pollueurs et non de lever des fonds publics. Bien entendu, le revenu des taxes peut être utilisé pour financer les compensations versées aux agriculteurs ou financer la mise en place des instruments de régulation complémentaires (homologation, instruments discutés plus bas...). Ceci dit, il n'y a *a priori* aucun argument économique invariable qui prouve que le revenu de la taxe doit être « reversé » d'une manière ou d'une autre au niveau du secteur taxé (le revenu des taxes peut financer des mesures de retour à l'emploi si la société juge ces mesures prioritaires...).

Mais lorsqu'il est décidé que le revenu de la taxe doit servir à financer des mesures d'aide au secteur taxé, il convient de faire attention à ce que la question du niveau des taxes ne se transforme pas en une

question concernant les opérations à financer. En effet, les représentants du secteur taxé auront tendance à chercher à minimiser le niveau des taxes en minimisant l'ampleur des opérations à financer. Le niveau de la taxe doit être calculé en fonction des objectifs de régulation environnementale, *i.e.* de manière à produire des incitations suffisantes. Si ces objectifs peuvent être négociés, le niveau des taxes ne doit pas l'être.

Mettre en place et organiser l'environnement technologique et le conseil agricole

Les alternatives à la lutte chimique sont des solutions techniques relativement complexes. Aussi, une réduction ambitieuse de l'utilisation des pesticides doit être un objectif de régulation de long terme. En effet, le secteur agricole ne pourra réduire de manière significative son utilisation de pesticides tout en préservant son revenu et sa compétitivité qu'en utilisant des pratiques économes en pesticides relativement complexes, *i.e.* exigeantes en main d'œuvre qualifiée. Il est nécessaire que ces pratiques soient définies (si elles ne le sont pas encore), développées, adoptées et finalement utilisées. Ces conditions ne pourront être mises en place que progressivement. Concernant la régulation des pollutions par les pesticides, les pouvoirs publics ont un rôle important à jouer au niveau de la recherche agronomique et du conseil agricole.

Financer la recherche agronomique.

Les pratiques agricoles sont génériques dans le sens où elles regroupent des principes d'actions. Elles sont donc difficilement brevetables. La recherche les concernant doit donc être financée par le budget de l'Etat. De même, de manière à ce que ces pratiques puissent être adoptées puis utilisées, il convient :

- d'adapter ces pratiques aux demandes des agriculteurs. Dans cette optique, le rôle du contexte économique (présent et à venir) est essentiel. Si les agriculteurs savent que l'utilisation des pesticides sera lourdement taxée ou sévèrement réglementée à l'avenir, ils seront demandeurs de pratiques économes en pesticides.
- de diffuser l'information concernant les effets à attendre des pratiques développées. En effet, les bénéfices économiques attendus de l'utilisation d'une pratique et un déterminant essentiel de son adoption. D'une part, il convient de montrer aux agriculteurs que les bénéfices à attendre de cette adoption sont potentiellement importants. D'autre part, la diffusion de l'information concernant les effets de ces pratiques réduit l'incertitude entourant ces effets lorsqu'ils sont mal connus. Il est montré que cette incertitude est un frein important à l'adoption.

Financer certaines formes de conseil et la formation.

La mise en place d'un contexte réglementaire limitant l'utilisation de pesticides ou de mesures économiques visant à inciter à la réduction de l'utilisation des pesticides favorise l'émergence d'un secteur privé du conseil en protection phytosanitaire car elle favorise l'émergence d'une demande des agriculteurs dans ce domaine. Un tel secteur, notamment en ce qui concerne le dépistage des infestations, existe déjà aux Etats-Unis, au Canada, en Grande-Bretagne, voire dans certaines régions viticoles françaises. Dans le même ordre d'idées, les baisses de prix engendrées par la réforme de la PAC en 1992 ont été à l'origine du développement d'opérations de conseil et de formation en matière de protection des plantes telles que le Labo Vert du SRPV du Centre. Ceci offre d'ailleurs des possibilités de reconversion aux salariés des distributeurs de pesticides.

Cependant, certaines spécificités de la protection phytosanitaire rendent difficile l'émergence de certaines formes de conseil. En effet, certains déterminants des risques phytosanitaires se définissent à une échelle plus grande que celle d'une parcelle ou d'une exploitation. Aussi les informations concernant les prévisions d'infestations à l'échelle d'une petite région agricole sont difficilement valorisables pour une entreprise privée (il suffit que les agriculteurs concernés se regroupent pour partager le coût de ces prévisions). La production de ces informations a traditionnellement été organisée par les SRPV *via* les avertissements agricoles. Cependant d'autres modes d'organisation peuvent être imaginés. Il peut s'agir de subventions à des firmes privées ou des organismes techniques

ou de subventions à des groupements d'agriculteurs qui organisent le partage d'informations communes (*i.e.* à caractère public).

D'autres informations sont spécifiques (car dépendantes des systèmes culturaux...) aux exploitations. Elles peuvent être produites par les agriculteurs eux-mêmes ou par des experts dont les agriculteurs (notamment ceux qui ont des contraintes de temps importantes) pourraient se procurer les services. Dans les deux cas la formation est un élément crucial.

Subventionner l'adoption (et non l'utilisation) des pratiques innovantes.

Les pratiques agricoles économes en pesticides sont délicates à adopter dans la mesure où elles doivent être testées puis adaptées localement. Ces spécificités génèrent des coûts d'adoption spécifiques, en terme de travail d'observation, de prise de risque et de perte de revenu. L'adoption de pratiques innovantes requiert deux conditions :

- Il est nécessaire que les agriculteurs anticipent que les bénéfices futurs (une fois la nouvelle pratique maîtrisée) attendus de la nouvelle pratique permettent d'amortir l'investissement initial (formation, matériel spécifique...). Cette condition est nécessaire pour toute forme d'innovation, qu'elle soit simple à mettre en œuvre ou non. Elle est assurée par la diffusion de l'information génériques et la mise en place (dans un futur anticipé) d'un contexte économique et/ou réglementaire favorable à l'utilisation de la nouvelle pratique.
- Dans le cas de pratiques complexes et devant être adaptées localement, la condition précédente n'est pas suffisante. En effet, au coût de l'investissement initial il convient d'ajouter les coûts d'expérimentation et d'adaptation (*i.e.*, les coûts d'apprentissage) de la pratique innovante. En l'absence d'intervention publique l'adoption de pratiques innovantes peut être limitée, voire lente même lorsque l'intérêt de cette pratique est avéré.

Ceci peut justifier l'intervention de l'Etat lorsque les pratiques innovantes génèrent un bénéfice social, ce qui est le cas ici, et lorsque l'adoption de ces pratiques est caractérisée par des effets de réseau. L'Etat peut subventionner la phase d'adoption (donc transitoirement) des pratiques innovantes ou aider financièrement des structures telles que les GDA. Ces interventions visent à :

- aider les agriculteurs « précurseurs » à supporter les coûts spécifiques à l'adoption des pratiques innovantes

et :

- donc à amorcer le processus de diffusion des nouvelles pratiques.

En effet, les effets de partage de l'information (voire d'imitation) sont importants dans ce contexte. Les précurseurs servent d'exemple et de producteurs d'informations à leurs voisins. En ce sens ils génèrent des effets externes positifs que l'Etat rémunère *via* ses aides transitoires à l'adoption des pratiques innovantes. D'une part ceci permet d'amorcer un effet « boule de neige ». D'autre part, ceci évite que les agriculteurs adoptent des comportements stratégiques. En effet, il peut être rationnel pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent la nouvelle pratique pour bénéficier à moindre frais de l'information qu'ils auront produite. Si tous les agriculteurs adoptent ce comportement d'attente, le processus de diffusion peut être très lent. Le financement de structures telles que les GDA vise à favoriser l'organisation du partage de l'information que les agriculteurs peuvent produire les uns pour les autres dans une logique de coopération et donc à accélérer le processus de diffusion.

Il est important de rappeler ici que les subventions pour adoption de pratiques innovantes (recommandées par l'UE) n'ont de justifications que si elles sont transitoires. Ces subventions ne doivent être utilisées que lorsque les pratiques concernées s'avèreront rentables une fois maîtrisées, *i.e.* dont l'utilisation en régime de croisière ne nécessite pas d'aides. Dans le cas contraire, la logique des subventions est radicalement différente.

Agir en cohérence avec les autres mesures de régulation en place ou envisagées

Jusqu'à présent, le problème de la régulation des pollutions par les pesticides a été considéré de manière isolée. Or, tout au moins pour certaines cultures, il est évident que des mesures visant à réduire les autres pollutions d'origine agricole auront d'étroites relations avec les mesures de régulation de l'utilisation des pesticides. Ceci tient par exemple aux liens qu'entretiennent la fertilisation et la protection phytosanitaire au niveau agronomique. L'intérêt de la coordination entre

les politiques de régulation des différents polluants d'origine agricole est, de notre point de vue, insuffisamment étudiée. Cette remarque s'applique tout particulièrement au cas de l'agriculture européenne, notamment pour les grandes cultures, les productions fourragères et le maraîchage. En outre, l'évolution de la PAC aura certainement un impact sur l'utilisation des pesticides. Il convient alors d'identifier le rôle de ces évolutions.

Mettre en place des mesures spécifiques pour gérer des problèmes locaux

Les mesures présentées ci-dessus visent essentiellement à atteindre des objectifs *a minima*. Elles sont suffisantes pour réduire les effets des pollutions par les pesticides dans les zones les moins sensibles. Dans les zones plus sensibles, il convient de mettre en place des instruments complémentaires, *i.e.* pour atteindre des objectifs de réduction des effets des pollutions plus importants.

C'est en fait dans ces cas que la palette des instruments disponibles est la plus large. Il convient également de noter que l'efficacité des instruments utilisés localement est d'autant plus importante (de même que leurs coûts de mise en place sont d'autant moins importants) que les instruments globaux jouent leur rôle.

Typiquement, ces instruments concernent :

- les zones écologiquement sensibles,
- les zones de proximités avec des points d'eau

ou encore :

- les zones où les conflits d'usage de l'environnement sont importants (zones péri-urbaines, zones de production aquacole...).

Bien entendu, la définition de ces instruments suppose ce zonage préétabli (zones Natura 2000, DCE...).

Les mesures envisagées ici sont l'instauration locale de normes contraignantes (notamment des interdictions d'utilisation des pesticides) et la mise en place d'approches contractuelles où l'utilisation par les agriculteurs de pratiques (très) économes en pesticides est subventionnée sur une base permanente. En fait, ces deux approches visent à « fixer » les quantités de pesticides utilisées par les agriculteurs, sur une base obligatoire dans le premier cas, sur une base volontaire dans le second. Les subventions pour utilisation locale de pratiques (très) économes en pesticides sont justifiées d'un point de vue économique : elles sont les moins coûteuses lorsqu'elles ne sont utilisées que localement et doivent être utilisées lorsqu'une interdiction d'utilisation n'est pas justifiée.

Dans la logique de l'UE l'ensemble des mesures présentées ici donnent « droit » à des compensations (qui font partie intégrante de l'approche par les contrats) puisqu'elles demandent aux agriculteurs des efforts qui vont au-delà des *minima* requis ailleurs.

Notons simplement ici que les approches proposées ci-dessous sont généralement coûteuses pour le budget de l'Etat, notamment parce qu'elles nécessitent la mise en place d'un système de contrôle/sanction coûteux. Envisager d'utiliser ces instruments comme base de la régulation des pollutions par les pesticides, *i.e.* comme mesure globale, semble économiquement peu pertinent. En effet, un système de contrats peut être avantageusement remplacé par un système de taxation lorsqu'il est utilisé sur l'ensemble du territoire concerné.

Normes et/ou d'interdiction d'utilisation

Dans les zones les plus sensibles, il est justifié de mettre en place des normes d'utilisation (voire des normes de concentration de pesticides dans certaines masses d'eau...) plus contraignantes.

Compte tenu des coûts du système de contrôle/sanction du respect des normes, il semble sensé de privilégier des systèmes d'interdiction, plus faciles à contrôler que le respect de « bonnes » pratiques. Bien entendu, ce choix des interdictions peu sembler coercitif mais trouve sa justification principale dans une volonté d'économie des fonds publics.

En outre, les lois concernant les installations classées sont généralement bien acceptée puisqu'elles permettent d'organiser *ex ante* la localisation des activités de production polluantes. La même logique peut être utilisée pour réorganiser *ex post* la localisation d'activités polluantes, notamment lorsque cette localisation s'est faite en négligeant son impact sur l'environnement ou lorsque la nature des conflits d'usage a évolué (*e.g.*, en zone péri-urbaine).

Dans cette optique, la généralisation (lorsque nécessaire) du principe des bandes enherbées aux périmètres des eaux de surface (rivières, lacs, fossés...) ou des points de captage est une mesure intéressante puisque son respect est aisé à vérifier. Elle vise à compléter les dispositifs déjà en place.

L'option de l'agriculture biologique paraît intéressante (elle renvoie par ailleurs au point suivant) dans ce contexte. Non seulement elle repose sur un cahier des charges transparent et peut, dans une certaine mesure, s'auto-financer lorsque ses produits sont bien valorisés par le marché.

Approches contractuelles

Lorsque la nature du problème concerné ne justifie pas une interdiction d'utilisation des pesticides, des approches contractuelles peuvent être utilisées. Ces approches peuvent aller des contrats individuels co-financés par l'UE dans le cadre des MAE à des approches collectives, par exemple lorsqu'il convient simplement de réduire la concentration de pesticides dans une rivière (approches par bassins versants). Ces approches ne seront pas développées ici car elles sont nombreuses et peuvent être très diverses.

L'articulation de ces mesures avec les mesures utilisées à l'échelle globale est double. D'une part, le système de taxation diminue d'autant les subventions (ou compensations) à verser aux agriculteurs pour l'adoption des contrats proposés localement. D'autre part, l'action de l'Etat en matière de recherche et de conseil doit également permettre l'adaptation des pratiques des agriculteurs soumis à de fortes contraintes.

Mise en place de mesures non centrées sur l'utilisation ou la qualité des pesticides

Les mesures proposées ci-dessus ne concernent que l'utilisation et la qualité des pesticides. Or, il peut être nécessaire d'agir sur d'autres secteurs que le secteur agricole ou celui de la production des pesticides.

Les mesures les plus souvent évoquées concernent les produits de l'agriculture biologique. En effet, si des mesures d'interdiction de l'utilisation des pesticides devaient être mises en place localement, l'agriculture biologique offrirait une alternative aux agriculteurs concernées. L'Etat peut prendre en charge une partie des coûts de la conversion à ces pratiques, voire subventionner ce mode de production.

Mais il peut également être envisagé de mettre en place des mesures spécifiques visant au développement de ces marchés spécifiques *via* :

- la valorisation et le renforcement de la crédibilité des labels pertinents,
- le développement de la sensibilisation des consommateurs (campagnes de publicité, éducation...),
- le développement de canaux spécifiques de commercialisation (le co-financement par l'UE de la recherche par les agriculteurs de débouchés de produits fermiers est possible),

...
Cette idée est déjà appliquée aux Pays-Bas, en Californie ou en Angleterre et est envisagée pour l'ensemble des Etats-Unis et par le Danemark. Ces instruments de régulation sont maintenant regroupés sous le terme d'instruments de troisième génération, les instruments de première génération regroupant les instruments réglementaires (normes...) et les instruments de seconde génération étant les instruments d'incitation économique (taxes, subventions, contrats incitatifs...).

La mise en place d'accords entre l'Etat, la grande distribution et les agriculteurs est une option potentiellement intéressante. Les efforts de certaines grandes enseignes en faveur des produits de l'agriculture biologique ou, à un degré moindre, de l'agriculture raisonnée montre que la grande distribution peut trouver un intérêt à ce type d'opération, notamment en termes d'image. Le partenariat de la distribution est nécessaire, notamment en raison du rôle des pesticides sur la conservation et l'aspect des produits frais.

Dans une logique similaire, les transformateurs des produits agricoles peuvent jouer un rôle au niveau du comportement des agriculteurs par l'adaptation de leurs cahiers des charges. Là encore des accords pourraient être passés entre l'Etat et les transformateurs. Malheureusement il est difficile d'estimer l'impact potentiel de ces accords, cette question n'ayant pas réellement été étudiée à notre connaissance.

Expertise, recherche et aide à la décision publique

De la nécessité de connaître le comportement des agriculteurs : les données

Les Etats envisageant ou ayant déjà mis en place des politiques ambitieuses de régulation des pesticides ont tous commencé par une phase de diagnostic de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs, le cœur du problème. Cette phase de diagnostic est nécessaire pour connaître avec précision les pratiques utilisées par les agriculteurs et leurs déterminants. Elle est très importante pour mettre à jour les principaux conflits d'usage de l'environnement au niveau local. Elle offre en outre une référence pour toute évolution ultérieure de l'utilisation des pesticides.

Actuellement les données disponibles en France sont essentiellement celles produites par le SCEES dans le cadre du Réseau d'Information Comptable Agricole et les Enquêtes Pratiques Culturelles. Ces données sont riches mais insuffisantes pour piloter une politique ambitieuse de régulation des pollutions par les pesticides.

Les données nécessaires pour piloter une politique ambitieuse, ou pour mener des recherches ou des expertises dans le domaine de l'utilisation (et sa régulation) des pesticides sont identiques. Elles doivent décrire avec précision les utilisations de pesticides des agriculteurs : pesticides utilisés, fréquences d'utilisation... Elles doivent également permettre de connaître les pratiques de protection phytosanitaire des agriculteurs : mode curatif ou mode préventif, nature et origine du conseil reçu, temps de travail... Ces données doivent aussi permettre de définir la place de la protection phytosanitaire au sein de l'activité des agriculteurs : rotations culturales utilisées, rendements objectifs, pratiques de fertilisation... Enfin, ces données doivent également permettre de « retrouver les calculs économiques » des agriculteurs et donc inclure l'ensemble des prix de leurs produits et intrants, leurs contraintes financières, leurs revenus hors production agricole, les aides qu'ils perçoivent...

Il est à noter que les centres de gestion possèdent des données de comptabilité analytique d'exploitations qui peuvent s'avérer très riches en information, notamment parce qu'elles concernent les choix des agriculteurs sur plusieurs années. Passer des accords avec ces institutions, bien entendu sous couvert de l'anonymat des données, permettrait d'économiser des coûts d'enquête auprès des agriculteurs.

Il est évidemment difficile de recueillir ces données dans le cadre d'une seule enquête, aussi il est important que les données des différentes enquêtes mises en place puissent être appariées dans la mesure du possible. Par exemple, les données mises à disposition par des centres de gestion pourraient être complétées par des enquêtes sur des points spécifiques.

Les études à mener sur l'utilisation des pesticides

Les données précédemment décrites permettraient d'étudier avec précision les déterminants (notamment économiques) des choix des agriculteurs, notamment au travers de la construction de modèles économiques. Ces modèles permettraient ensuite de mettre en exergue les déterminants les plus importants des choix des agriculteurs et de mesurer les effets potentiels de différents modes de régulation de l'utilisation des pesticides, par types de cultures, au niveau d'une région...

Des données non exclusivement centrées sur la question des pesticides permettraient de mesurer l'intérêt d'une coordination des mesures de régulation des pollutions d'origine agricole ou de mesurer l'effet des réformes des systèmes d'aide de la PAC.

L'adoption des pratiques culturales économes en intrants polluants est un élément crucial de la régulation des pollutions par les pesticides. Aussi, il serait utile de connaître les comportements des agriculteurs vis-à-vis d'éventuels changements de pratiques : sources d'informations sur les nouvelles pratiques, perception des nouvelles pratiques, rôle des différents organismes de conseil, rôle des échanges avec les agriculteurs voisins, modes de test des nouvelles pratiques...

Des études sur ce sujet requièrent une coopération accrue entre les économistes, les agronomes qui mettent au point les nouvelles pratiques et les sociologues qui ont une longue tradition de l'étude des changements technologiques et des structures dans lesquelles ces changements sont à l'œuvre.

Dans tous les cas, les études à mener peuvent entrer dans le cadre d'expertise ou de recherches spécifiques. En fait, la synthèse présentée ci-dessus montre que si les économistes disposent de beaucoup d'outils, ils disposent parfois de peu de matière à travailler et leurs outils peuvent encore être améliorés.

Les récents progrès de l'économétrie (notamment en ce qui concerne l'exploitation des données de panel, de la mesure des effets de traitement, de la modélisation des choix discrets...) et de la modélisation économique (des comportements d'adoption des nouvelles technologies, des effets de l'attitude face au risque...) autorisent à la fois la production d'expertises de qualité mais peuvent également faire l'objet de recherches pertinentes.

Les secteurs amont et aval du secteur agricole

La synthèse précédente a mis en évidence à plusieurs reprises le rôle potentiel des secteurs en amont : industrie phytosanitaire et agro-fourriture et en aval du secteur agricole : industries agro-alimentaires, distributeurs des biens alimentaires et consommateurs. Ces secteurs seront également touchés par toute mesure de régulation des pollutions par les pesticides.

Bien que souvent évoquées, les interactions du secteur de la production agricole avec les secteurs qui lui sont en amont et en aval sont peu étudiées en regard de leur importance pour l'analyse de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et l'évaluation des effets des politiques de régulation des pollutions par ces intrants.

Jusqu'à présent, l'essentiel des recherches économiques menées dans ce domaine concerne le consentement à payer des consommateurs pour des produits exempts de résidus de pesticides (notamment à travers l'étude de la demande des produits issus de l'agriculture biologique) dans l'optique de l'évaluation des bénéfices des mesures de diminution des pollutions par ces produits. Quelques études récentes traitent ponctuellement du rôle de la distribution des pesticides dans le conseil aux agriculteurs, du rôle des exigences des industries de transformation des produits agricoles

sur l'utilisation des pesticides de conservation ou de l'effet des procédures d'homologation sur l'offre de pesticides.

Ces études requièrent un recueil d'éléments factuels, *e.g.* sur la nature des exigences des transformateurs des produits agricoles en matière de traitement phytosanitaire ou sur les structures locales du secteur de la distribution des pesticides... Elles soulèvent des questions intéressantes d'un point de vue scientifique pouvant notamment mobiliser des résultats issus des différents domaines de la science économique : économie industrielle, théorie des contrats, économie publique, économie de l'environnement...

Actuellement les recherches de ce type se concentrent principalement sur la question des organismes génétiquement modifiés, certainement en raison de son importance sur l'agenda politique.

Chapitre 5

Références bibliographiques

- Abadi Ghadim A., Pannell D.J. (1999). A conceptual framework of adoption of an agricultural innovation. *Agricultural Economics* 21, 145-154.
- Abadi Ghadim K., Pannell D.J., Burton, M.P. (2005). Risk, uncertainty, and learning in adoption of a crop innovation. *Agricultural Economics* 33, 1-9.
- Abler D.G. (2004). Multifunctionality, Agricultural Policy, and Environmental Policy. *Agricultural and Resource Economic Review* 33(1), 8-17.
- Abler D.G., Shortle J.S. (1995). Technology as an agricultural pollution control policy. *American Journal of Agricultural Economics* 77(1), 20-32.
- Agra CEAS Consulting (2002). *Integrated Crop Management Systems in the EU*. European Commission DG Environment, 157 p.
- Agreste (1998). *Enquête sur la structure des vergers*. Ed. SCEES, Paris.
- Alberini A., Segerson K., (2002). Assessing Voluntary Programs to Improve Environmental Quality. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 157-184.
- Aldy J.E., Hrubovcak J., Vasavada U. (1998). The role of technology in sustaining agriculture and the environment. *Ecological Economics* 26, 81-96.
- Anand P. (1990). Analysis of Uncertainty as Opposed to Risk: An Experimental Approach. *Agricultural Economics* 4(2), 145-163.
- Anderson G.D., Opaluch J.J., Sullivan W.M. (1985). Nonpoint Agricultural Pollution: Pesticide Contamination of Groundwater Supplies. *American Journal of Agricultural Economics* 67(5), 1238-1243.
- Antle J.M. (1988). *Pesticide Policy, Production Risk, and Producer Welfare*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Antle J.M. (1987). Econometric Estimation of Producer's Risk Attitudes. *American Journal of Agricultural Economics* 69(3), 509-522.
- Antle J.M. (1986). Aggregation, Expectations, and the Explanation of Technological Change. *Journal of Econometrics* 33(1-2), 213-236.
- Antle J.M. (1984). The Structure of U.S. Agricultural Technology, 1910-1978. *American Journal of Agricultural Economics* 66(4), 414-421.
- Antle J.M. (1983a). Incorporating Risk in Production Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(5), 1099-1113.
- Antle J.M. (1983b). Sequential Decision Making in Production Models. *American Journal of Agricultural Economics* 65(2), 282-290.
- Antle J.M., Capalbo S.M. (1994). Pesticides, Productivity, and Farmer Health: Implications for Regulatory Policy and Agricultural research. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 598-602.
- Antle J.M., Capalbo S.M., Crissman C.C. (1994). Econometric Production Models with Endogenous Input Timing : An Application to Ecuadorian Potato Production. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 1-18.
- Antle J.M., Cole D.C., Crissman C.C. (1998). Further evidence in pesticides, productivity and farmer health: Potato production in Ecuador. *Agricultural Economics* 18, 199-207.
- Antle J.M., Hatchett S.A. (1986). Dynamic Input Decisions in Econometric Production Models. *American Journal of Agricultural Economics* 68 (4), 939-949.
- Antle J.M., McGuckin T. (1993). *Technological Innovation, Agricultural Productivity, and Environmental Quality*. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (Eds). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.
- Antle J.M., Pingali P.L. (1994). Pesticides Productivity and Farmer Health: A Philippine Case Study. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 418-430.
- Anton W. Rose Q., Deltas G., Khanna M., (2004). Incentives for Environmental Self-Regulation and Implications for Environmental Performance. *Journal of Environmental Economics and Management* 48(1), 632-654.
- Archer D.W., Shogren J.F. (1994). Nonpoint Pollution, Weeds and Risk. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 38-51.
- Arora S., Cason T.N., (1995). An Experiment in Voluntary Environmental Regulation : Participation in EPA's 33/50 Program. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(3), 271-286.
- Arrow K.J. (1962). The economic implications of learning by doing. *Review of Economic Studies* 29, 155-173.
- Arrow K.J., Cropper M.L., Eads G.C., Hahn R.W., Lave L.B., Noll R.G., Portney P.R., Russell M., Schmalensee M., Smith V.K., Stavins R.N. (1996). Is there a role for benefit cost analysis in environmental, health, and safety regulation? *Science* 12 April 272, 221-222.
- Assouline G. (1989). Phytosanitaires : des lendemains incertains. *Economie et Finances Agricoles* 239, 34-40.
- Athey S., (1998). Characterizing properties of stochastic objective functions. *MIT Working Paper* 96-1R.
- Athey S., Levin J. (2001). The value of information in monotone decision problems. *Stanford Working Paper*.
- Auerbach A.J., Feldstein M. (Eds) (2002). *Handbook of public economics, Vol 3*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Babcock B.A. (1992). The effects of Uncertainty on Optimal Nitrogen Applications. *Review of Agricultural Economics* 14(2), 270-280.
- Babcock B.A., Blackmer A.M. (1994). The Ex-Post Relationship Between Growing Conditions and Optimal Fertilizer Levels. *Review of Agricultural Economics* 16(3), 353-362.
- Babcock B.A., Chalfant J.A., Collender R.N. (1987). Simultaneous Input Demands and Land Allocation in Agricultural Production under Uncertainty. *Western Journal of Agricultural Economics* 12(2), 207-215.

- Babcock B.A., Hennessy D. (1996). Input demand under yield and revenue insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 78(2), 416-427.
- Babcock B.A., Lichtenberg E., Zilberman D. (1992). Impact of Damage Control and Quality of Output : Estimating Pest Control Effectiveness. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 163-172.
- Baarenklau K.A. (2005). Simulating the effect of a green payment program on the diffusion rate of a conservation technology. *Land Economics* 81(1), 1-19.
- Banerjee A. (1992). A simple model of herd behavior. *Quarterly Journal of Economics* CVII, 797-817.
- Bateman I.J., Willig K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The theory of environmental policy*. Ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Beach E.D., Carlson G.A. (1993). A Hedonic Analysis of Herbicides : Do User Safety and Water Quality Matter ? *American Journal of Agricultural Economics* 75(3), 612-623.
- Beckmann V., Wesseler J. (2003). How labour organization may affect technology adoption : an analytical framework analysing the case of integrated pest management. *Environment and Development Economics* 8, 437-450.
- Bejean S., Gadreau M. (1992). Asymétries d'information et régulation en médecine ambulatoire. *Revue d'Economie Politique* 102(2), 207-227.
- Bellon S., Gautronneau Y., Riba G., Savini I., Sylvander B. (2000). *L'agriculture biologique et l'INRA. Vers un programme de recherche*. Ed. INRA, Paris, 25p.
- Bennett C.F. (1996). Rationale for public funding of agricultural extension programs. *Journal of Agricultural and Food Information* 3(4), 3-25.
- Berck P., Helfand G. (1990). Reconciling the von Liebig and Differentiable Crop Production Functions. *American Journal of Agricultural Economics* 72(4), 985-996.
- Besley T., Case A. (1994). Diffusion as a learning process: evidence from HYV cotton. *Discussion Paper 174, Woodrow Wilson School of Public and International Affairs, Princeton University*.
- Besley T., Case A. (1993). Modelling technology adoption in developing countries. *American Economic Review* 83(2), 396-402.
- Bijman W.J.J. (2000). An Integrated Analysis of Government Policies Influencing Innovation in the Agrochemical, Biotechnology and Seed Industries. Objective 1 Report. *Policy Influences on Technology for Agriculture : Chemicals, Biotechnology and Seeds (PITA) Final Report, Annex B-1*. Centre for Technology Strategy, Open University, Milton Keynes, Great Britain.
- Binswanger H.P. (1974). The measurement of technical changes biases with many factors of production. *American Economic Review* 64, 964-976.
- BiPRO (Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen) (2004). *Assessing economic impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*. Final Report, ENV.C.4./ETU/2003/0094R. European Commission, Brussels.
- Blackshaw R.P. (1986). Resolving Economic Decisions for the Simultaneous Control of Two Pests, Diseases or Weeds. *Crop Protection* 5(2), 93-99.
- Blackwell M., Pagoulatos A. (1992). The Econometrics of Damage Control. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 1040-1044.
- Blom J.C. (1994). *Plant Protection in Dutch Agriculture : Policy, Application and Economics*. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds), *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Germany.
- Blomqvist A. (1991). The Doctor as Double Agent : Information Asymmetry, Health Insurance, and Medical Care. *Journal of Health Economics* 10, 411-432.
- Bonnieux F., Desaignes B. (1998). *Economie et politiques de l'environnement*. Ed. Dalloz, Paris.
- Bonnieux F., Dupraz P., Latouche K., Pech M. (2004). State of the art and methods. *Consolidated report, ITAES (Integrated Tools to design and Implement Agro Environmental Schemes), 6th Framework Programme Priority of the UE*.
- Bonnieux F., Weaver R.D. (1996). Environmentally sensitive area schemes: public economics and evidence. In: Withby M. (Ed.). *The European environment and CAP reform. Policies and prospects for conservation*. Ed. CAB international, Oxon, UK.
- Bosch D.J., Pease J.W. (2000). Economic Risk and Water Quality Protection in Agriculture. *Review of Agricultural Economics* 22(2), 438-463.
- Bontems P., Rotillon G. (2003). *Economie de l'environnement*. Ed. La Découverte, Paris.
- Bontems P., Rotillon G. (1999). Conformité aux prescriptions environnementales et son contrôle. *Revue d'Economie Politique* 109, 1-34.
- Bontems P., Rotillon G. (2000). Honesty in environmental compliance games. *European Journal of Law and Economics* 10(1), 31-41.
- Bourgeon J.-M., Chambers R.G. (2003). Optimal Area-Yield Crop Insurance Reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2), 590-604.
- Boussard J.-M. (1987). *Economie de l'agriculture*. Ed. Economica, 310 p.
- Bouzaher A., Archer D., Cabe R., Carriquiry A., Shogren J.F. (1992). Effects of Environmental Policy on Trade-offs in Agri-Chemical Management. *Journal of Environmental Management* 36(1), 69-80.
- Bovenberg A.L., Goulder L.H. (2002). Environmental taxation and regulation. In: Auerbach A.J. and Feldstein M. (Eds), *Handbook of public economics*, 3, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Boyer M., Kihlstrom R.E. (1984). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland, 317 p.
- Brau R., Carraro C. (1999). Voluntary approaches, market structure and competition. *Working paper CAVA* 53.
- Brouwer F.M., Terluin I.J., Godeschalk (1994). *Pesticides in the EC*. Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO), 154 p.

- Burrows T.M. (1983). Pesticide Demand and Integrated Pest Management: A limited Dependant Variable Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(4), 806-810.
- Buschena D.E., Zilberman D. (1994). What do we know about Decision Making under Risk and where do we go from here ? *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 425-445.
- Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Byé P., Monetari J.C. (1991). L'environnement industriel. In : Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Byerlee D., Anderson J.R. (1982). Risk, Utility and the Value of Information in Farmer Decision Making. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 50(3), 231-245.
- Calvet R. (1991). *Considérations générales sur les transferts de produits phytoprotecteurs dans les eaux*. Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Campbell H.F. (1976). Estimating the Marginal Productivity of Agricultural Pesticides: The Case of Tree Fruit Farms in the Okanagan Valley. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 24, 23-30.
- Capalbo S.M. (1988). A Comparison of Econometric Models of U.S. Agricultural Productivity and Aggregate Technology. In: Capalbo S.M., Antle J.M. (Eds) (1988). *Agricultural Productivity: Measurement and Explanation*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Capalbo S.M., Antle J.M. (Eds) (1988). *Agricultural Productivity: Measurement and Explanation*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Carles R. (1992). *L'utilisation des engrais et des produits phytoprotecteurs dans l'agriculture française*. Ed. INRA, Thiverval-Grignon.
- Carles R., Bonny S. (1993). Perspectives de l'évolution de l'emploi des engrais et des phytoprotecteurs dans l'agriculture française. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 26, 29-62.
- Carlson G.A. (1980). Economic and Biological Variables Affecting Demand for Publicly and Privately Provided Pest Information. *American Journal of Agricultural Economics* 62(5), 1001-1006.
- Carlson G.A. (1977a). Long-Run Productivity of Insecticides. *American Journal of Agricultural Economics* 59(3), 543-48.
- Carlson G.A. (1977b). *Pest control risk in agriculture*. In: Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council.
- Carlson G.A. (1970). A Decision Theoretic Approach to Crop Disease Prediction and Control. *American Journal of Agricultural Economics* 52(2), 216-223.
- Carlson G.A., Wetzstein M.E. (1993). Pesticides and Pest Management. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (1993). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.
- Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (1993). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press, 528 p.
- Carpentier A. (1996). Efficacité privée et publique de la gestion du risque phytoprotecteur : le rôle de l'information. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* (39-40), 37-61.
- Carpentier A. (1995). *La gestion du risque phytoprotecteur par les agriculteurs dans les systèmes de production intensive : une approche économétrique*. Thèse de doctorat, Chaire d'Analyse et Politique Economiques de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris, 421p.
- Carpentier A. (1994). A Pesticide Ban in the Context of Intensive Cropping Technology : the Case of the French Crop Sector, 281-303. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds), *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Germany.
- Carpentier A. (1993). *La gestion du risque phytoprotecteur dans les systèmes de production intensive : une approche économétrique*. Mémoire pour l'obtention du DEA Analyse et politique économique, ENSAE-EHESS-DELTA, sous la direction de Mairesse J.
- Carpentier A., Guyomard H., Le Mouél C. (1998). Consistency between environmental and competitiveness objectives of agricultural policies : economics of price supports, set-aside, direct payments and other CAP instruments. In: Antle J.M., Lekakis J. (Eds.), *European Agriculture at the Cross-Roads : Competition and Sustainability*. Ed. Westview Press.
- Carpentier A., Mahé L.P. (2004). Politiques d'action pour la qualité de l'eau en milieu rural. *Colloque savoirs et savoir faire sur les bassins versants*, Chambre d'Agriculture de Bretagne-INRA-CEMAGREF-Arvalis-CAREN et Institut de l'élevage, Vannes 21 et 22 Avril 2004.
- Carpentier A., Salanié F. (1999). Engrais et pesticides : Effets incitatifs des instruments économiques. *Note préparée pour les Entretiens de Ségur*, MEDD, Paris 29 Juin 1999.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1997a). Damage Control Productivity : Why Econometrics Matters. *American Journal of Agricultural Economics* 79(1), 47-61.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1997b). Assessment of Farmers' Attitude toward Risk and Information Using Panel Data : the Example of Pesticide Use in the French Crop Sector. In Dijkhuizen A., Hardakker B., Huirne R. (Eds.), *Risk Management Strategies in Agriculture*, Mansholt Studies 7, Wageningen Agricultural University, 99-112.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1996). Heterogeneity in Production Technologies and Estimation of Pesticide Productivity. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 44, 219-236.
- Carraro C., Soubeyran A. (1996). Environmental policy and the choice of production technology. In: Carro et al. (Eds). *Environmental policy and market structure*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Carrasco-Tauber C., Moffitt L.J. (1992). Damage Control Econometrics : Functional Specification and Pesticide Productivity. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 158-162.
- Carson R. T., Florès N.E., Mitchell, R.C. (1999). The Theory and Measurement of Passive-Use Value. In: Bateman I. J., Willis K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Caswell M., Fuglie K., Ingram C., Jans S., Kascak C. (2001). Adoption of agricultural practices: Lessons learned from the USDA Area Studies Project. *USDA-ERS Agricultural Economic Report* 792.
- Caswell M.F., Shoemaker R.A. (1993). Adoption of Pest Management Strategies Under Varying Environmental Conditions. *USDA, Economic Research Service, Technical Bulletin* 1827, 1-16.
- Caswell M.F., Zilberman D. (1986). The effects of well depth and land quality on the choice of irrigation technology. *American Journal of Agricultural Economics* 68(4), 798-881.
- Cavelier A. (1976). *Cours de phytopharmacie. Tome 1*. Institut National Agronomique El-Harrach, Alger.
- Chambers R.G. (2002). Information, Incentives, and the Design of Agricultural Policies. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 2B*. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Chambers R.G. (1989). Insurability and Moral Hazard in Agricultural Insurance markets. *American Journal of Agricultural Economics* 71(3), 604-616.
- Chambers R.G. (1988). *Applied Production Analysis. A dual approach*. Ed. Cambridge University Press, 331 p.
- Chambers R.G., Lichtenberg E. (1994). Simple Econometrics of Pesticide Productivity. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 407-417.
- Chambers R.G., Quiggin R. (1992a). Nonpoint Source Pollution as a Multi-Task, Principal Agent Problem. *University of Maryland at College Park Working Paper* 92-07, 35 p.
- Chambers R.G., Quiggin R. (1992b). Production Under Uncertainty. *University of Maryland College Park, Working Paper* 92-03, 33 p.
- Chavas J.P. (2001). Structural Change in Agricultural Production : Economics, Technology and Policy. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 1A*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Chavas J.P. (1993). On the demand for information. *Economic Modelling* 10(4), 398-407.
- Chavas J.P., Pope R. (1982). Hedging and Production Decisions under a Linear Mean-Variance Preference Function. *Western Journal of Agricultural Economics* 7(1), 99-110.
- Cheung S. (1973). The Fable of the Bees: An Economic Investigation. *Journal of Law and Economics* 16, 11-33.
- Chrétien H. (1988). *Le point de vue de l'Union des Industries de la Protection des Plantes*. Cagnat P. (Dir.) *Les enjeux de l'agro-fourmiture à l'horizon 1993*. Ed. Adetem, Paris.
- Clark J.S, Carlson G.A. (1990). Testing for Common Versus Private Property : the Case of Pesticide Resistance. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1), 45-60.
- Coase R.H. (1960). The theorem of social costs. *Journal of Law and Economics* 3.
- Cochrane W.W. (1979). *The developpement of American Agriculture: A Historical Analysis*. University of Minnesota Press, Mineapolis.
- Code Permanent Environnement et Nuisances Editions Législatives.
- Codron J.M., Habib R., Jacquet F., Sauphanor B. (2003). Bilan et perspectives environnementales de la filière arboriculture fruitière. In : Dron D. (Ed.). *Agriculture, territoire, environnement dans les politiques européennes*, INRA Ed., Dossiers de l'environnement de l'INRA, Paris: 182 p.
- Cohen, M., 1999, Monitoring and Enforcement of Environmental Policy. In: Folmer H., Tietenberg, T. (Ed.) (1999). *The international yearbook of environmental and resource economics: 1999/2000: A survey of current issues (New Horizons in Environmental Economics)*. Ed. Edward Elgar Publishing Ltd.
- Collender R.N., Chalfant J.A. (1986). An Alternative Approach to Decisions under Uncertainty Using the Empirical Moment-Generating Function. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 727-739.
- Conley T.G, Udry C.R. (2003). Learning about a new technology: Pineapple in Ghana. *Discussion Paper, Yale University*.
- Conley T.G, Udry C.R. (2001). Social learning through networks: the adoption of new agricultural technologies in Ghan. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 668-673.
- Cour des Comptes (2002). *La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne*. Rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés.
- Cour des Comptes Européenne (2005). *Rapport spécial 5 relatif au développement rural : la vérification des dépenses agroenvironnementale*.
- Courbois C. (1998). *Determinants of pesticide registration for food crops*. American Agricultural Economics Association Annual Meeting, August 2-5, 1998, Salt Lake City, Utah.
- Cowan R., Gunby P. (1996). Sprayed to death : Path dependence, lock-in and pest control. *Economic Journal* 106(436), 521-43.
- Coyle B.T. (1992). Risk Aversion and Price Risk in Duality Models of Production : A Linear Mean-Variance Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 849-859.
- Coyle B.T. (1991a). Incorporating Risk Aversion and price Uncertainty into duality Models of Production : a Mean-Variance Approach. *Working Paper, University of Manitoba*.
- Coyle B.T. (1991b). On modeling systems of crop acreage demands. *Working Paper, University of Manitoba*.

- Crawford V.P., Sobel J. (1982). Strategic Information Transmission. *Econometrica* 50(6), 1431-1451.
- Crissman C.C., Cole D.C., Carpio F. (1994). Pesticide Use and Farm Worker Health in Ecuadorian Potato production. *American Journal of Agricultural* 76(3), 593-597.
- Crocker T.D., Horst R.L.Jr. (1981). Hours of Work, Labor Productivity, and Environmental Conditions : A case Study. *Review of Economics and Statistics* 63 (2), 361-385.
- Cropper M.L. (1994). Economic and Health Consequences of Pesticide Use in Developing Country Agriculture : discussion. *American Journal of Agricultural Economics* 76 (3), 605-607.
- Cropper M.L., Evans W.N., Berardi S.J., Ducla-Soares M.M. (1992a). The determinants of pesticide regulation : a statistical analysis of EPA decision making. *Journal of Political Economy* 100(1), 175-197.
- Cropper M.L., Evans W.N., Berardi S.J., Ducla-Soares M.M., Portney P.R. (1992b). Pesticide Regulation and the Rule-making Process. *Northeastern Journal of Agricultural Economics* 21(2), 77-82.
- Curé B. (1990). Evolution de l'utilisation des produits phytosanitaires. *Perspectives Agricoles* 146, 89-94.
- Dancey R.J. (1993). The evolution of agricultural extension in England and Wales. *Journal of Agricultural Economics* 44, 375-393.
- David M. (2004). *Economie des approches volontaires dans les politiques environnementales en concurrence et coopération imparfaites*. Thèse de l'Ecole Polytechnique, Paris.
- David P.A. (1985). Clio and the economics of QWERTY. *American Economic Review* 75(5), 332-337.
- David P.A. (1969). A contribution to the theory of diffusion. *Mimeo 71, Research Center in Economic Growth, Memorandum 71, Stanford University*.
- Davis R., Tisdell C.A. (2002). Alternative specifications and extensions of the economic threshold concept and the control of livestock pest. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- de Jong F.M.W., de Snoo G.R., Looij T.P.J., (2001). Trends of pesticides use in the Netherlands. *Mededelingen* 66, 823-834.
- Deffontaines J.P., Brossier J. (1997). Agriculture et qualité de l'eau : l'exemple de Vittel. *Dossier de l'environnement de l'INRA* 14, 78.
- Diamond P.A., Stiglitz J.E. (1974). Increases in Risk and Risk Aversion. *Journal of Economic Theory* 8, 337-360.
- Diederer P., van Meijl H., Wolters A., Bijak K. (2003). Innovation Adoption in Agriculture: Innovators, Early Adopters and Laggards. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 67, 29-50.
- Dionne G. (Ed) (1992). *Contribution to Insurance Economics*. Ed. Kluwer Academic Publishers.
- Dionne G. (Ed) (1988). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris, 289 p.
- Dupraz P., Vermersch D., Henry de Frahan B., Delvaux L., (2003). The Environmental Supply of Farm Households. *Environmental and Resource Economics*, 25, 171-189.
- ECPA (1992a). *Pesticide residues in food*. European Crop Protection Association.
- ECPA (1992b). *Health effects in man from long term exposure to pesticides*. European Crop Protection Association.
- ECPA (1992c). *Cereals and plant protection*. European Crop Protection Association.
- ECPA (1992d). *Non-cereal crops and plant protection*. European Crop Protection Association.
- Eeckhoudt L., Kimball M. (1992). *Background Risk, Prudence and the Demand for Insurance*. In : Dionne G. (Ed) (1988). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris.
- Ehler L.E., Bottrel D.G., (2000). The illusion of Integrated Pest Management. *Issues in Science and Technology* Spring 2000, 61-64.
- Ehrlich I., Becker G.S. (1972). Market Insurance, Self-Insurance, and Self-Protection. *Journal of Political Economics* 20(4), 623-648.
- Eiswerth M.E. (1991). Regulatory/Economic Instruments for Agricultural Pollution : Accounting for Input Substitution. *Marine Policy Center, Woods Hole Oceanographic Institution Woods Hole (USA). Working Draft*, 29 p.
- Ekins P. (1999). European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. *Ecological Economics* 31, 39-62.
- Ekins P., Speck S. (1999). Competitiveness and exemptions from environmental taxes in Europe. *Environmental and Resource Economics* 13, 369-393.
- El Titi A., Boller E.F., Gendrier J.P. (Eds) (1993). *Integrated production. Principles and technical guidelines*, IOBC (International Organisation for Biological and Integrated Control), 40 p.
- Elamin E.M., Rogers L.F. (1992). Estimation of Risk Aversion Coefficient for Traditional Dryland Agriculture in Western Sudan. *Agricultural Economics* 7(2), 155-166.
- Eom Y.S. (1992). Consumers Respond to Information About Pesticide Residues. *Food Review* 6-10.
- EU-DGARD (EU-Directorate General for Agriculture and Rural Development) (2005). Agri-Environmental Measures: Overview on general principles, types of measures, and application. *Unit G-4 Evaluation of Measures Applied to Agriculture, Studies*.
- Evenson R.E. (2001). Economic Impacts of Agricultural Research and Extension. In: Gardner B.L., Raussier G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics* 1A. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Evenson R.E. (1995). Technology change and technology strategy. In: Behrman J., Srinivasan T.N. (Eds), *Handbook of Development Economics* 3A. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Eyre Associates (1997). *Assessment of the benefits of plant protection products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Falconer K., Dupraz P., Whitby M. (2001). An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas., *Journal of Agricultural Economics* 52(1), 83-103.

- Falconer K., Hodge I. (2001). Pesticide taxation and multi-objective policy-making : farm modelling to evaluate profit/environment trade-offs. *Ecological Economics* 36, 263-279.
- Falconer K., Withby M. (1999). The invisible costs of scheme implementation and administration. In: van Huylbroeck, Withby M. (Eds) (1999). *Countryside stewardship: farmers, policies, and markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Farnsworth R.L., Moffitt L.J. (1984). Farmers' Perceptions and Information Sources : A Quantitative Analysis. *Agricultural Economics Research* 36(1), 8-11.
- Feather P.M., Amacher G.S. (1994). Role of Information in the Adoption of Best Management Practices for Water Quality Improvement. *Agricultural Economics* 11, 159-170.
- Feder G. (1979). Pesticides, Information and Pest Management under Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics* 61(1), 97-103.
- Feder G., Just R.E., Zilberman D. (1985). Adoption of agricultural innovations in developing countries: a survey. *Economic Development and Cultural Change* 34, 254-298.
- Feinerman E., Herriges J.A., Holtkamp (1992). Crop Insurance as a Mechanism for reducing Pesticide Usage : a Representative Farm Analysis. *Review of Agricultural Economics* 14(2), 169-182.
- Fernandez-Cornejo J. (1998). Environmental and economic consequences of technology: IPM in viticulture. *Agricultural Economics* 18, 145-155.
- Fernandez-Cornejo J. (1996). The microeconomic Impact of IPM Adoption : Theory and Application. *Agricultural and Resource Economics Review* 25(4), 149-160.
- Fernandez-Cornejo J. (1994). Nonradial Technical Efficiency and Chemical Input Use in Agriculture. *Agricultural and Resource Economics Review* 23(1), 11-21.
- Fernandez-Cornejo J. (1992). Short and Long-Run Demand and Substitution of Agricultural Inputs. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 21(1), 37-49.
- Fernandez-Cornejo J., Beach E.D., Huang W.Y. (1994). The Adoption of IPM Techniques by Vegetable Growers in Florida, Michigan and Texas. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 158-172.
- Fernandez-Cornejo J., Castaldo C. (1998). The diffusion of IPM Techniques among Fruit Growers in the USA. *Journal of Production Agriculture* 11(4), 497-506.
- Fernandez-Cornejo J., Greenne C., Penn R., Newton D. (1998). Organic vegetable production in the U.S.: Certified growers and their practices. *American Journal of Alternative Agriculture* 13(2), 69-78.
- Fernandez-Cornejo J., Jans S. (1999). Pest Management in the U.S. Agriculture. *USDA-ERS Agricultural Handbook* 717.
- Fernandez-Cornejo J., Jans J.S., Smith M. (1998). Issues in the economics of pesticide use in agriculture : a review of the empirical evidence . *Review of Agricultural Economics* 20 (2), 462-488.
- Fernandez-Cornejo J., Kackmeister A. (1996). The diffusion of Integrated Pest Management Techniques. *Journal of Sustainable Agriculture* 7(4), 71-102.
- Fernandez-Cornejo J., McBride W.D. (2002). *Adoption of bioengineered crops*. USDA-ERS. Washington D.C. AER-810. 67 p.
- Fernandez-Cornejo J., Pho Y. (2002). Induced innovation and the economics of herbicide use. In Hall D.C. and Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4 : Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*, Elsevier Science, Oxford, UK.
- Ferron P., (1999). Protection intégrée des cultures : évolution du concept et de son application. *Cahiers Agricultures* 8, 389-396.
- Fisher L.A. (1976). The economics of Pest Control in Canadian Apple Production. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 18(1), 89-96.
- Foster A., Rosenweig M. (1995). Learning by doing and learning from others: human capital and technical change. *Journal of Political Economy* 103(6), 1176-1209.
- Foster W.E., Babock B.A. (1991). Producer Welfare Consequences of Regulating Chemical Residues on Agricultural Crops : Maleic Hydrazide and Tobacco. *American Journal of Agricultural Economics* 73(4), 1224-1232.
- Fox G., Weersink A. (1993). Can Increasing Returns Occur in Pest Management ? *University of Guelph, Department of Agricultural Economics and Business, Working Paper* WP93/03, 20 p.
- Freeman A.M. (1993) *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Ed. Resources For the Future, Washington D.C.
- Freixas X., Kihlstrom R.E. (1984). Risk Aversion and Information Demand. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (1984). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Fuglie K.O. (1999). Conservation tillage and pesticide use in the Cornbelt. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 31(1), 133-147.
- Fuglie K.O., Kascak C.A. (2001). Adoption and Diffusion of Natural-Resource-Conserving Agricultural Technology. *Review of Agricultural Economics* 23(2), 386-403.
- Gendron M. (1988). Mesures de performance et économie de l'information, une synthèse de la littérature théorique. In: Dionne G. (Ed). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris.
- Geroski P.A. (2000). Models of technology diffusion. *Research Policy* 29, 603-626.
- Gianessi L. (1991). Reducing pesticide use with no loss in Yields ? A critique of a recent Cornell study. *Discussion paper QE91-16*. Resources For the Future, Washington DC.

- Gillmeister W.J., Moffit L.J., Bhowmik P.C., Allen P.G. (1990). Information Value in Weed Management. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 24-27.
- Glachant M., (2005). Voluntary agreements in a rent seeking environment. In : Edoardo Croci (Ed.). *The Handbook on environmental Voluntary Agreements*, Kluwer, 17p.
- Glachant M., (2004). *Les instruments de la politique environnementale : polycopié de cours de microéconomie de l'environnement II*. DEA Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles, CERNA, Paris.
- Glachant M., (1995). Les accords volontaires dans la politique environnementale : une mise en perspective de leur nature et leur efficacité. *Economie et Prévisions* (117-118), 49-60.
- Glauber J.W. (2004). Crop insurance reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 86(5), 1179-1195.
- Gohin A., Chantreuil F. (1999). La programmation mathématique positive dans les modèles d'exploitation agricole. *Cahiers d'économie et de sociologie rurales* 52, 60-77.
- Gohin A., Guyomard H., Liefert F. (2003). Impacts économiques d'une réduction des utilisations agricoles des engrais minéraux en France : une analyse en équilibre général. *Economie et prévision* 157, 13-30.
- Golombek R., Moen E.R., (2002). Do negotiated agreements lead to cost efficiency ? *Journal of Economics* 76(2), 101-122.
- Goodwin B.K. (1994). Premium rate Determination in the Federal Crop Insurance Program : what do Averages have to say about Risk ? *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 382-395.
- Goodwin B.K. (1993). An Empirical Analysis of the Demand for Multiple Peril Crop Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 75(2), 425-434.
- Gould B.W. (1974). Risk, Stochastic Preference, and the Value of Information. *Journal of Information Theory* 8(1), 64-84.
- Griliches Z. (1957). Hybrid corn: an exploration in the economics of technical change. *Econometrica* 48, 501-522.
- Grisley W., Kellogg E.D. (1983). Farmers' Subjective Probabilities in Northern Thailand : an Elicitation Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(1), 74-82.
- Grossman S.J., Kihlstrom R.E. Mirman L.J. (1977). A Bayesian approach to the production of information and learning by doing. *Review of Economic Studies* 44, 533-548.
- Guyomard H., Baudry M., Carpentier A. Estimating Crop Supply in the Presence of Farm Programmes : Application to the Common Agricultural Policy. *European Review of Agricultural Economics* 23(4), 401-420, 1996.
- Guyomard H., Le Bris K. (2003). Multifunctionality, Agricultural Trade and WTO negotiations. *ENARPRI (Thematic Network on Trade Agreements and European Agriculture), Working Paper 4*.
- Hahn R.W., Stavins R.N. (1992). Economic incentives for environmental protection: integrating theory and practice. *American Economic Review* 80(2), 464-468.
- Hall D.C., Moffitt L.J. (2002a). Adoption and diffusion of sustainable food technology and policy. In Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Hall D.C., Moffitt L.J. (2002b). Modeling for pesticide productivity measurement. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Hall D.C., Norgaard R.B. (1973). On the Timing and Application of Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 55(2), 198-201.
- Hamilton J. T. (1995). Pollution as News: Media and Stock Market Reactions to the Toxics Release Inventory Data. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(1), 98-113.
- Hanf C.H., Schiefer G. (1980). *Consideration and Modelling of Risk in the Agribusiness Sector*. Proceedings of the Second Symposium of the European Association of Agricultural Economists. Ed. Kieler Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- Hanemann M.W. (1999). The economic theory of WTP and WTA. In: Bateman I. J., Willis K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hanemann M.W., Farnsworth A. (1981). The role of risk preferences and perceptions in the adoption of IPM. *Working paper*, University of California at Berkeley.
- Hansen L.G., (1997). Environmental Regulation Through Voluntary Agreements. *Fondazione Eni Enrico Mattei Note di Lavoro* : 23/97, 31.
- Hanson J.C., Just R. (2001). The potential for transition to paid extension: some guiding economic principles. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 777-784.
- Hardaker J.B., Pandey S., Patten L.H. (1991). Farm Planning under Uncertainty : A Review of Alternative Programming Models. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 59(1), 9-22.
- Harper C.R. (1991). Predator-Prey Systems in Pest Management. *Northeastern journal of Agricultural Economics* 20(1), 15-23.
- Harper J.K., Mjelde J.W., Rister M.E., Way M.O., Drees B.M. (1994). Developing Flexible Economic Thresholds for Pest Management Using Dynamic Programming. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 134-147.
- Harper J.K., Rister M.E., Mjelde J.W., Drees B.M., Way M.O. (1990). Factors Influencing the Adoption of Insect Management Technology. *American Journal of Agricultural Economics* 72(4), 997-1005.
- Harper J.K., Zilberman D. (1992). Pesticides and Worker Safety. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 68-78.
- Harper J.K., Zilberman D. (1989). Pest Externalities from Agricultural Inputs. *American Journal of Agricultural Economics* 71(3), 692-702.

- Hartnell G. (1996). The innovation of agrochemicals : regulation and patent protection. *Research Policy* 25(3), 379-395.
- Hassett K.A., Metcalf G.E. (1995). Energy tax credits and residential conservation investment: evidence from panel data. *Journal of Public Economics* 57, 201-217.
- Hassett K.A., Metcalf G.E. (1996). Can irreversibility explain the slow diffusion of energy saving technologies? *Energy Policy* 24, 7-8.
- Hausman J.A. (1979). Individual discount rates and the purchase of energy-using durables. *Bell Journal of Economics* 10(1), 33-54.
- Hayami Y., Ruttan V.W. (1998). *Agriculture et développement, une approche internationale*. INRA Editions, Paris.
- Hayami Y., Ruttan V.W. (1985). *Agricultural Development : An International Perspective*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Hazell P., Pomareda C., Valdès A. (Eds) (1986). *Crop Insurance for Agricultural Development*. Ed. The Johns Hopkins University Press.
- Headley J.C. (1972). *Defining the Economic Threshold*. Presented at the National Academy of Sciences, Symposium on Pest Control Strategies for the Future, Washington, DC., April 15, 1971 (in National Academy of Sciences, Pest Control Strategies for the Future, 100-108).
- Headley J.C. (1968). Estimating the Productivity of Agricultural Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 50(1), 13-23.
- Heckman J.J. (1997). Instrumental variables: a study of implicit behavioral assumptions used in making program evaluations. *Journal of Human Resources* 32, 441-462.
- Helfand G.E., Berck P., Maull T. (2003). The theory of pollution policy. In: Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds), *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Heyes A. (2001) Honesty in a regulatory context-good thing or bad. *European Economic Review* 45, 215-232.
- Hommel T., Godard O., (2002). Trajectoire de contestabilité sociale et production d'OGM à usage agricole. *Economie Rurale* 20, 36-49.
- Holmstrom B. (1982). Moral Hazard in Teams. *Bell Journal of Economics* 13(2), 324-340.
- Horowitz J. (1994). Preferences for Pesticide regulation. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 396-406.
- Horowitz J., Lichtenberg E. (1994). Risk-Reducing and Risk-Increasing Effects of Pesticides. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 82-89.
- Horowitz J., Lichtenberg E. (1993). Insurance, Moral Hazard, and Chemical Use in Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 926-935.
- House of Commons and Environmental Audit Committee (2003). *Pesticides: The Voluntary Initiative*, House of Commons, London.
- Huang C. H. (1993). *The rationale of excessive pesticides uses: hypothesis testing and implications*. Vol. G (Agriculture and the environment) of the VIIth EAAE Congress, Stresa (Italy) 6th-10th Sept. 1993.
- Huang C.H., Le Blanc M. (1994). Market-Based Incentives for Addressing Non-Point Water Quality Problems : A Residual Nitrogen Tax Approach. *Review of Agricultural Economics* 16(3), 427-440.
- Hubbell B.J., Carlson G.A. (1998). Effects of Insecticide Attributes on Within-Season Insecticide Product and Rate Choices : The Case of U.S. Apple Growers. *American Journal of Agricultural Economics* 80(2), 382-396.
- Hubbell B.J., Florkowski W.J., Oetting R., Braman S.K., Robacker C.D. (2001). Implications of Lawn Care and Landscape Maintenance Firm Profiles for Adoption of Pest-Management Practices. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 33(1), 147-159.
- Huffman W. E. (2001) Human Capital: Education and Agriculture. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds) *Handbook of Agricultural Economics. Volume 1A : Agricultural Production*. Ed. Elsevier Science, North-Holland, Amsterdam.
- Hurd B.H. (1994). Yield Response and Production Risk: An Analysis of Integrated Pest Management in Cotton. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 313-326.
- Ikerd J.E. (1991). Applying LISA Concepts on Southern Farms. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 43-55.
- Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation (2003). *Le programme CTE : Rapport d'évaluation Décembre 2003 et fiches de synthèse des évaluations régionales*. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales.
- IPTS Institute for Prospective Studies (2004). Prospective Analysis of Agricultural Systems. European Commission Joint Research Centre (DG JRC). *Technical report* EUR21311EN, 242p.
- Isik M. (2002). Resource management under production and output price uncertainty: implications for environmental policy. *American Journal of Agricultural Economics* 84(3), 557-571.
- Isik M., Khanna M. (2003). Stochastic technology, risk preferences and adoption of site-specific technologies. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2), 305-317.
- Ivaldi M., Perrigne I., Simeoni M. (1994). Productive Efficiency of French Grain Producers : A Latent Variable Model. *Journal Productivity Analysis* 5(3), 287-99.
- Jaffe A.B., Newell R.G., Stavins R.N. (2003). Technological change and the environment. In Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds), *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Jaffe A.B., Newell R.G., Stavins R.N. (2002). Environmental policy and technological change. *Environmental and Resource Economics* 22(1), 41-69.
- Jeger M.J. (2000). Bottlenecks in IPM. *Crop Protection* 19, 787-792.
- Jeger M.J. (1997). Approaches to integrated crop protection in university education and training. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64(2), 173-179.
- Just R.E. (1974). An Investigation of the Importance of Risk in Farmer's Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 56(1), 14-25.
- Just R.E., Antle J.M. (1990). Interactions between agricultural and environmental policies: a conceptual framework. *American Economic Review* 80(2), 197-202.

- Just R.E., Calvin L., Quiggin J. (1999). Adverse selection in crop insurance: actuarial and asymmetric information incentives. *American Journal of Agricultural Economics* 81(4), 834-849.
- Just R.E., Hueth R.L., Schmitz A. (2002). *The economics of public policy*. Ed. Prentice-Hall, New-York.
- Just R.E., Hueth R.L., Schmitz A. (1982). *Applied welfare economics and public policy*. Ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Just R.E., Pope R.D. (2002). Past progress and future opportunities for agricultural risk research. In: Just R.E., Pope R.D. (Eds). *A comprehensive assessment of the role of risk in US agriculture*. Ed. Kluwer Academic Press, London.
- Just R.E., Pope R.D. (2001). The Agricultural Producer : Theory and Statistical Measurement. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 1A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Just R.E., Pope R.D. (1979). Production Function Estimation and Related Risk Considerations. *American Journal of Agricultural Economics* 61(2), 276-284.
- Just R.E., Pope R.D. (1978). Stochastic Specification of Production Functions and Economic Implications. *Journal of Econometrics* 7(1), 67-86.
- Just R.E., Wolf S.A., Wu S., Zilberman D. (2002). Consumption of economic information in agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 84(1), 39-52.
- Katsoulacos Y., Xepapadeas A. (1996). Environmental innovation, spillovers and optimal policy rules. In: Carro et al. (Eds) *Environmental policy and market structure*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Karl H., Orwat C., (1999). Economic Aspects of Environmental Labelling. *The international yearbook of environmental and resource economics 1999/2000. A survey of current issues*, 107-170.
- Kask S.B., Maani S.A. (1992). Uncertainty, Information, and Hedonic Pricing. *Land Economics* 68(2), 170-184.
- Kataoka S. (1963). A Stochastic Programming Model. *Econometrica* 31(1-2), 181-196.
- Khanna M., (2001). Non-mandatory Approaches to Environmental Protection. *Journal of Economic Surveys* 15(3), 291-324.
- Khanna M., Zilberman D. (1997). Incentives, precision technology and environmental protection. *Ecological Economics* 23, 25-43.
- Khanna M., Quimio W.R.H., Bojilova D. (1998). Toxics Release Information : A Policy Tool for Environmental Protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 36(3), 243-266.
- Kihlstrom R.E. (1984). A Bayesian Exposition of Blackwell's Theorem on the Comparison of Experiments. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (Eds). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Kihlstrom R.E. (1976). Firm Demand for Information about Price and Technology. *Journal of Political Economy* 84(6), 1335-1341.
- Kihlstrom R.E. (1974). A General Theory of demand for Information about Product Quality. *Journal of Economic Theory* 8, 413-439.
- Kimball M.S. (1990). Precautionary saving in the Small and in the Large. *Econometrica* 58(1), 53-73.
- Knudson M.K. (1991). Incorporating Technological Change in Diffusion Models. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 724-733.
- Knutson R.D., Taylor C.R., Penson J.B., Smith E.G. (1990). Economic impacts of reduced chemical uses. *Choices* 4th quarter, 25-31.
- Kolstad C.D. (2000). *Environmental economics*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Konar S., Cohen M. A., (2001). Does the Market Value Environmental Performance ? *Review of Economics and Statistics*, 83(2), 281-289.
- Kuchler F., Lynch S., Ralston K., Unnevehr L. (1994). Changing Pesticide Policies. *Choices*, 2nd quarter, 15-19.
- Kumbhakar S.C. (1990). Production Frontiers, Panel data, and Time-Varying Technical Inefficiency. *Journal of Econometrics* 46(1), 201-211.
- Laffont J.-J. (1994). Regulation of Pollution with Asymmetric Information. In: Dosi C., Tomasi T. (Ed.). *Nonpoint source pollution regulation: Issues and analysis*. Ed. Fondazione Eni Enrico Mattei Series on Economics, Energy and Environment, Boston.
- Laffont J.J. (1991a). *Economie de l'incertain et de l'information*. Coll. Economie et Statistiques Avancées, Ed. Economica, Paris.
- Laffont J.J. (1991b). *Fondements de l'économie publique*. Coll. Economie et Statistiques Avancées, Ed. Economica, Paris.
- Laffont J.J. (1976). Risk, Stochastic Preference, and the Value of Information : A Comment. *Journal of Economic Theory* 12, 483-487.
- Laffont J.-J., Tirole J. (1993). *A theory of incentives in procurement and regulation*. The MIT Press, London, UK.
- LaFrance J.T., Shimshack J.P., Wu S.Y. (2001). The environmental impacts of subsidized crop insurance. *Working Paper 912, Department of Agricultural and Resource Economics and Policy, Univ. of California at Berkeley*.
- Langham M.R., Edwards W.F. (1969). Externalities in Pesticide Use. *American Journal of Agricultural Economics* 51(5), 1195-1201.
- Lanzer E.A., Paris Q. (1981). A New Analytical Framework for the Fertilization Problem. *American Journal of Agricultural Economics* 63(1), 93-103.
- Larguier M., Massin J.M. (1994). Conférence ministérielle pour la protection de la Manche et de la Mer du Nord. Aspects phytosanitaires. *Phytoma. La Défense des Végétaux* 461, 12-18.
- Lazarus W.F., Swanson E.R. (1983). Insecticide Use and Crop Rotation under Risk : Rootworm Control in Corn. *American Journal of Agricultural Economics* 65(4), 738-747.
- Leathers H.D., Quiggin J.C. (1991). Interactions between Agricultural and Resource Policy : The Importance of attitudes toward Risk. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 757-764.
- Leathers H.D., Smale M. (1991). A Bayesian approach to explaining sequential adoption of components of a technological package. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 734-742.
- Le Floc'h-Wadel A. (2000). *Le marché des produits biologiques en France en 1999. Evolution, structure et enjeux*. Mémoire de l'IHDREA sous la dir. de B. Sylvander.
- Lemarié S. (2005). Vertical integration and the licensing of innovation with fixed fees or royalties. *Document de travail, UMR GAEL, Grenoble*.

- Lemarié S. (2003). Evolution des structures industrielles et de la concurrence dans les secteurs des semences et des pesticides. *Economie Rurale* 277-278, 167-182.
- Leydow L., Bijman J. (2002). Farm inputs under pressure from the European food industry. *Food Policy* 27, 31-45.
- Lehval P., Wahlbin C. (1973). A study of some assumptions underlying innovation diffusion functions. *Swedish Journal of Economics* 75, 362-377.
- Leydow L., Bijman J. (2002). Farm inputs under pressure from the European food industry. *Food Policy* 27, 31-45.
- Lichtenberg E. (2004). Some hard truth about agriculture and the environment. *Agricultural and Resource Economics Review* 33(1), 24-33.
- Lichtenberg E. (2002). Agriculture and the Environment. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics* 2A. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Lichtenberg E. (2000). Cost of regulating transgenic pest-protected plants. In *Genetically modified pest-protected plants: science and regulation*. National Research Council. Washington, D.C, National Academy Press, 217-243.
- Lichtenberg E. (1992). Alternative Approaches to Pesticide Regulation. *Northeastern Journal of Agricultural Economics* 21(2), 83-92.
- Lichtenberg E. (1987). Integrated versus Chemical Pest management: The Case of Rice Field Mosquito Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(3), 304-312.
- Lichtenberg E., Spear R.C., Zilberman D. (1993). The Economics of Reentry Regulation of Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 946-958.
- Lichtenberg E., Velderman Berliand A. (2005). Does it matters who scouts? *Journal of Agricultural and Resource Economics* (Forthcoming).
- Lichtenberg E., Zilberman D. (2002). Storage technology and the environment. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27(1), 146-164.
- Lichtenberg E., Zilberman D. (1988). Efficient Regulation of Environmental Health Risks. *The Quarterly Journal of Economics* (412), 168-178.
- Lichtenberg E., Zilberman D. (1986). The Econometrics of Damage Control : Why Specification Matters. *American Journal of Agricultural Economics* 68(2), 262-273.
- Lichtenberg E., Zilberman D., Archibald S.O. (1990). *Economics and Pesticides*. In: Zilberman D., Siebert J. (Eds). Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. *Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley*.
- Lichtenberg E., Zilberman D., Bogen K.T. (1989). Regulating Environmental Health Risks under Uncertainty : Groundwater Contamination in California. *Journal of Environmental Economics and Management* 17(1), 22-34.
- Lim H., Shumway C.R., Honeycutt T.J. (1993). Disaggregated Output Supply and Pesticide Policy. *Review of Agricultural Economics* 15(2), 234-254.
- B.H., Vandeman A., Fernandez-Cornejo J., Jans S. (1994). Integrated Pest Management : how Far have we come ? *Agricultural Outlook* May, 24-28.
- Lin J.Y. (1991). Education and Innovation Adoption in Agriculture: Evidence from Hybrid Rice in China. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 713-723.
- Lindner R., Fischer A., Pardey P. (1979). The time to adopt. *Economic Letters* 2, 187-190.
- Lippman S.A., Mc Call J.J. (1982). *The Economics of Uncertainty. Selected Topics and Probabilistic Methods*. In: Arrow K.J., Intriligator M. (Eds). *Handbook of Mathematical Economics*. Ed. North-Holland, Amsterdam.
- Lohr L., Park T. (2003). Improving Extension Effectiveness for Organic Clients : Current Status and Future Directions. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 28(3), 634-650.
- Lohr L., Park T., Higley L. (1999). Farmer risk assessment for voluntary insecticide reduction. *Ecological Economics* 30(1), 121-130.
- Lohr L., Park T., Wetzstein M., (1998). Voluntary Economic and Environmental Risk Tradeoffs in Crop Protection Decisions. *Agricultural and Resource Economics Review* 27(1), 108-116.
- Lopez R.E. (1980). The Structure of Production and the Derived Demand for Inputs in canadian Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 62(1), 38-45.
- Louvière J. J., Hensher D., Swait J. (2000). *Stated choice methods : Analysis and applications in marketing, transportation and environmental valuation*. Ed. Cambridge University Press, New-York.
- Love A.H., Buccola S.T. (1991). Joint Risk Preference Technology Estimation with a Primal System. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 765-774.
- Loyce C., Rolland B., Bernicot M.H., Bouchard C., Doussinault G., Haslé H., Meynard J.M. (2001). Les variétés de blé tolérantes aux maladies : une innovation majeure à valoriser par des itinéraires techniques économes. *Perspectives Agricoles* 268, 50-56.
- Lyon T. P., Maxwell J.W., (2003). Self-Regulation, Taxation and Public Voluntary Environmental Agreements. *Journal of Public Economics* 87(7-8), 1453-1486.
- Machina M.J. (1987). Choice Under Uncertainty : Problems Solved and Unsolved. *Economic Perspectives* 1(1), 121-154.
- Machina M.J. (1982). Expected Utility : Analysis Without the Independence Axiom. *Econometrica* 50(2), 277-323.
- Madden J.P., O'Connell P. (1989). Early results of the LISA program. *Agricultural libraries information notes. Beltsville : National Agricultural Library, USDA, 1989, 6/7, 1-10*.
- Mahé L.P., Ortalo-Magné F. (2001). *Politique agricole : un modèle européen*. Presses de Sciences Po, Paris.
- Mahé L.P., Rainelli P. (1987). Impact des pratiques et des politiques agricoles sur l'environnement. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales* 4, 9-31.

- Mahul O. (1999). Optimum area yield crop insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 81(1), 75-82.
- Manski C. (1993a). Dynamic Choice in Social Settings. *Journal of Econometrics* 58, 121-136.
- Manski C. (1993b). Identification of endogenous social effects: the reflection problem. *Review of Economic Studies* 60, 531-542.
- Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds) (2003). *Handbook of environmental economics 1*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Marra M., Pannell D.J., Abadi Ghadim A. (2003). The economics of risk, uncertainty and learning in the adoption of new agricultural technologies: Where are we on the learning curve? *Agricultural Systems* 75(2/3), 215-234.
- Marsh S.P., Pannell D.J. (2000). Agricultural extension in Australia: the good, the bad and the misguided. *Australian Journal of Agricultural Economics* 44(4), 605-627.
- Mas-Colell A., Whinston M.D., Greenne J.R. (1995). *Microeconomic Theory*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Maxwell J. W., Lyon T. P. (1999). What caused US voluntary environmental agreements ? *Working paper*, 22.
- McDougall P. (2003). *The cost of new agrochemical product discovery, development and registration in 1995 and 2000*. A consultancy study for Crop Life America and the European Crop Protection Association.
- McIntosh C.S., Williams A.A. (1992). Multiproduct Production Choices and Pesticide Regulation in Georgia. *Southern Journal of Agricultural Economics* 24, 135-44.
- McLeod P.B., Roberts E.J., Syme G.J. (1994). Willingness to Pay for Continued Government Service Provision : the Case of Agriculture Protection Services. *Journal of Environmental Management* 40(1), 1-16.
- McNamara K.T., Wetzstein M.E., Douce G.K. (1991). Factors affecting peanut producer adoption of integrates pest management. *Review of Agricultural Economics* 13, 129-139.
- Meade J.E. (1952). External Economies and Deseconomies in Competitive Situation. *Economic Journal* 62, 54-67.
- Menz K.M., Webster J.P.G. (1981). The Value of a Fungicide Advisory Programme for Cereals. *Journal of Agricultural Economics* 32(1), 21-30.
- Meynard J.M. (1991). *Pesticides et itinéraires techniques*. In: Byé P., Descoins C., Deshayes A. (Eds). *Phytosanitaires, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Michalek J. (1994). *Models used for an evaluation of the effects of changed policies on pesticide use*. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds). *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel.
- Michalek J., Hanf C.H. (Eds), (1994). *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel.
- Milgrom P. (1981). Good news and bad news: Representation theorems and applications. *Bell Journal of Economics* 12, 380-391.
- Milgrom P., Shannon C. (1994). Monotone comparative statics. *Econometrica* 62(1), 157-180.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (1994). La protection des végétaux et l'environnement. BTI *Bulletin Technique d'Information* 17-18-19, 165 p.
- Miranda M.J. (1991). Area-Yield Crop Insurance Reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 73(2), 233-242.
- Miranowski J.A. (1980). Estimating the Relationship between Pest Management and Energy Prices, and the Implications for Environmental Damage. *American Journal of Agricultural Economics* 63(5), 995-1000.
- Mjelde J.W., Rister M.E., Griffin R.C., Lippke L.A. (1992). Are Government Programs Influencing Input Intensity ? *Review of Agricultural Economics* 14(2), 227-239.
- Moffit L.J. (1986). Risk-Efficient Thresholds for Pest Control Decisions. *Journal of Agricultural Economics* 37(1), 69-75.
- Moffit L.J., Farnsworth R.L., Zavaleta L.R., Kogan M. (1986). Economic Impact of Public Pest Information: Soybean Insect Forecasts in Illinois. *American Journal of Agricultural Economics* 68(2), 274-279.
- Moscardi E., De Janvry A. (1977). Attitudes Toward Risk among Peasants: An Econometric Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 59(4), 710-16.
- Moschini G., Hennessy D.A. (2001). Uncertainty, Risk Aversion and Risk Management for Agricultural Producers. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 1A*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Mumford (1981). Pest Control Decision Making: Sugar Beets in England. *Journal of Agricultural Economics* 32(1), 31-41.
- Mundlak Y. (2001). Production and supply. In Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 1A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Munro A. (1997). Economics and Biological Evolution. *Environmental and Resource Economics* 9, 429-449.
- Musser W.N., Tew B.V., Epperson J.E. (1981). An Economic Examination of an Integrated Pest management Production System with a Contrast between E-V and Stochastic Dominance Analysis. *Southern Journal of Agricultural Economics* 13, 119-125.
- Musser W.N., Wetzstein M.E., Reece S.Y., Varca P.E., Edwards D.M., Douce K. (1986). Beliefs of Farmers and Adoption of Integrated Pest Management. *Agricultural Economics Research* 38(1), 34-44.
- My J. (1991). *La recherche de l'industrie phytosanitaire : perspectives*. In: Byé P., Descoins C., Deshayes A. (Eds). *Phytosanitaires, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Nadaï A. (1996). From environment to competition, the EU regulatory process in pesticide registration. In: Lévêque F. (ed) *Environmental policy in Europe: Industry, competition and the policy process*. Ed. Cheltenham Elgar.
- Nelson C.H., Loehman E.T. (1987). Further Tooward a Theory of Agricultural Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 69(3), 523-531.
- Neuveu M.-J. (1994). Phyto : les conséquences de la restructuration. *La France Agricole*, 4 Nov. 1994, 10-12.

- Nolot J.-M., Debaeke P. (2003). Principes et outils de conception, conduite et évaluation de systèmes de culture. *Cahiers Agricultures* 12, 387-400.
- Norwood F.B., Marra M.C. (2003). Pesticide Productivity: Of Bugs and Biases. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 28(3), 596-610.
- Oates W.E., Portney P.R. (2003). The political economy of environmental policy. In: Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics* 1.Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- OCDE (2003). *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : efficacité et combinaisons avec d'autres instruments d'intervention*. OCDE Paris.
- OCDE (1999). *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement*. OCDE Paris.
- Ollinger M., Aspelin A.L., Shields M. (1998). US regulation and new pesticide registrations and sales. *Agribusiness* 14(3):199-212.
- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1998a). Innovation and regulation in the pesticide industry. *Agriculture and Resource Economics Review* 27(1), 15-27.
- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1998b). Sunk cost and regulation in the US pesticide industry. *International Journal of Industrial Organization* 16(2), 139-168.
- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1995). *Regulation, innovation and market structure in the U.S. pesticide industry*. USDA-ERS. Washington, DC. AER-719.
- Olson K.D., Eidman V. (1992). A Farmer's Choice of Weed Control Method and the Impacts of Policy and Risk. *Review of Agricultural Economics* 14(1), 125-137.
- Oppenheimer Wolff & Donnelly (1996). *Elaboration on Possible Arguments and Objectives of an Additional EC Policy on Plant Protection Products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Oskam A.J., van Zeijts H., Thijssen G.J., Wossink G.A.A., Vijftigschild R.A.N. (1992). Pesticide use and pesticide policy in the Netherlands. *Wageningse Economische Studies* 26, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Oskam A.J., Vijftigschild R.A.N., Graveland C. (1997). *Additional EU policy instrument for plant protection products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Oude Lansink A. (1993). The performance of 4 Flexible Functional Forms on Micro Data. *Wageningen Agricultural University, Working Paper*.
- Oude Lansink A., Carpentier A. (2001). Damage Control Productivity : An Input Abatement Approach. *Journal of Agricultural Economics* 52(3), 11-22.
- Pannell D.J. (1994). The Value of Information in Herbicide Decision Making for Weed Control in Australian Wheat Crops. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 366-381.
- Pannell D.J. (1991). Pests and Pesticides, Risk and Risk Aversion. *Agricultural Economics* 5(4), 361-383.
- Pannell D.J. (1990). Responses to Risk in Weed Control Decisions under Expected Profit Maximisation. *Journal of Agricultural Economics* 41(3), 391-403.
- Pannell D.J., Marshall G.R., Barr N., Curtis A., Vanclay F., Wilkinson R. (2005). Understanding and promoting adoption of conservation technologies by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture* (forthcoming).
- Parker D.D., Zilberman D., Lichtenberg E. (1990). Equity and Economics Effects of Pesticides Use Restrictions. In: Zilberman D., Siebert J. (Eds). *Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley*.
- Patterson A. (1992). Individual Attitudes, Social Structures and Behaviour: Factors Affecting Pesticide Use in the United Kingdom. *West London Papers in Environmental Studies* 1, 13-23.
- Perspectives Agricoles (1990). Dossier : Pour une utilisation responsable des produits phytosanitaires, *Perspectives Agricoles* (146), 46-97.
- Pindyck R. (1991). Irreversibility, uncertainty, and investment. *Journal of Economic Literature* 29, 1110-1152.
- Pingali P.L., Carlson G.A. (1985). Human Capital, Adjustments in Subjective Probabilities, and the Demand for Pest Controls. *American Journal of Agricultural Economics* 67(4), 853-861.
- Pingali P.L., Marquez C.B., Palis F.G. (1994). Pesticides and Philippine Rice farmer Health: a Medical and Economic Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 75(3), 587-592.
- Pope R.D. (1982). Empirical Estimation and Use of Risk Preferences: An Appraisal of Estimation Methods That Use Actual Economic Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 64(2), 376-383.
- Pope R.D., Hallam A. (1988). Aggregation of Inputs Under Risk. *American Journal of Agricultural Economics* 70(4), 826-830.
- Pope R.D., Just R.E. (1991). On Testing the Structure of Risk Preferences in Agricultural Supply Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 743-748.
- Pope R.D., Kramer R.A. (1979). Production Uncertainty and the Factor Demands for the Competitive Firm. *Southern Economic Journal* 60, 425-435.
- Porter M.E., van der Linde, C. (1995). Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9, 97-118.
- Pratt J.W. (1964). Risk Aversion in the Small and in the Large. *Econometrica* 32(1), 122-36.

- Price L.L. (2001). Demystifying farmers' entomological and pest management knowledge: A methodology for assessing the impacts on knowledge from IPM-FFS and NES interventions. *Agriculture and Human Values* 18, 153-176.
- Price J.T., Lamb M.C., Wetzstein M.E. (2005). Technology choice under changing peanut policies. *Agricultural Economics* 33, 11-19.
- Qaim M., de Janvry A. (2003). Genetically modified crops, corporate pricing strategies, and farmers' adoption : the case of Bt Cotton in Argentina. *American Journal of Agricultural Economics* 85(4), 814-828.
- Quiggin J., Karagiannis G., Stanton J. (1993). Crop Insurance and Crop Production : An Empirical Study of Moral Hazard and Adverse Selection. *The Australian Journal of Agricultural Economics* 37(2), 95-113.
- Rader T. (1968). Normally, Factor Inputs are Never Gross Substitutes. *Journal of Political Economy* 76(1), 38-43.
- Radner R., Stiglitz J.E. (1984). A Nonconcavity in the Value of Information. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (Eds). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Ramaswami B. (1993). Supply Response to Agricultural Insurance : Risk Reduction and Moral Hazard Effects. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 914-925.
- Ramaswami B. (1992). Production Risk and Optimal Input Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 860-869.
- Ramos M.G.P. (1993). *Pesticide Inputs, Harvest Timing, and Functional Forms*. MS thesis, Department of Agricultural Economics, Montana State University.
- Regev U., Gutierrez A.P., Feder G. (1976). Pests as a Common Property Resource : A case study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics* 58(2), 186-197.
- Regev U., Shalit H., Gutierrez A.P. (1983). On the Optimal Allocation of Pesticides with Increasing Resistance : The Case of Alfalfa Weevil. *Journal of Environmental Economics and Management* 10, 86-100.
- Reichelderfer K.H., Bender F.E. (1979). Application of a Simulative Approach to Evaluating Alternative Methods for the Control of Agricultural Pests. *American Journal of Agricultural Economics* 61(2), 258-267.
- Rendleman C.M. (1991). Agrichemical Reduction Policy: its effects on Income and Income Distribution. *The Journal of Agricultural Economics Research* 43(4), 3-9.
- Richardson J.W., Smith E.G., Knutson R.D., Outlaw J.L. (1991). Farm Level Impacts of Reduced Chemical Use on Southern Agriculture. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 27-37.
- Roberts M.J., Osteen C., Soul M. (2004). Risk, Government Programs, and the Environment. *USDA-ERS Technical Bulletin* 1908.
- Rolland B., Bouchard C., Loyce C., Meynard J.M., Guyomard H., Lonnet P., Doussinault G. (2003). Des itinéraires techniques à bas niveaux d'intrants pour des variétés rustiques de blé tendre : une alternative pour concilier économie et environnement. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* 49, 47-62.
- Rook S.P., Carlson G.A. (1985). Participation in Pest Management Groups. *American Journal of Agricultural Economics* 65(3), 563-566.
- Roumasset J.A. (1977). Risk Aversion, Indirect Utility Functions, and Market failure. In: Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council.
- Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council, 453p.
- Roy A.D. (1952). Safety First and the Holding of Assets. *Econometrica* 20(3), 431-449.
- Saha A. (1997). Risk preference estimation in the nonlinear mean standard deviation approach. *Economic Inquiry* 35, 770-782.
- Saha A., Shumway C.R., Talpaz H. (1994). Joint Estimation of Risk Preference Structure and Technology Using Expo-Power Utility. *American Journal of Agricultural Economics* 76(2), 173-184.
- Salanié B. (2004). *L'économie sans tabous*. Ed. Le Pommier, Paris.
- Salanié B. (1998). *Microéconomie. Les défaillances du marché*. Ed. Economica, Paris.
- Salanié, B. (1994). *Théorie des contrats*. Ed. Economica, Paris.
- Salanié F., Thomas A. (1997). Evaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales* 39-40, 16-35.
- Salop S. C., Scheffman D. T. (1983). Raising Rivals' Costs. *American Economic Review* 73(2), 267-271.
- Sandler T., Sterbenz F.P. (1988). Externalities, Pigouvian Corrections, and Risk Attitudes. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(4), 488-504.
- Sandmo A. (1971). On the Theory of the Competitive Firm under Price Uncertainty. *American Economic Review* 61(1), 65-73.
- Schmidt C.P., Pannell D.J. (1996). Economic Issues in Management of Herbicide-Resistant Weeds. *Review of Marketing and Agricultural Economics*, 64(3), 301-308.
- Schnitkey G., Batte M., Jones E., Botomogno J. (1992). Information Preferences of Ohio Commercial Farmers : Implications for Extension. *American journal of Agricultural Economics* 74(2), 486-497.
- Segerson K. (1990). Liability for Groundwater Contamination from Pesticides. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(3), 227-243.
- Segerson K. (1988). Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1), 87-98.
- Segerson K., Miceli T.J. (1998). Voluntary Environmental Agreements: Good or Bad News for Environmental Protection ? *Journal of Environmental Economics and Management* 36(2), 109-130.
- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) du Ministère de l'Agriculture (1991). *Agreste, le Bulletin* 2. SCEES, Paris.

- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) du Ministère de l'Agriculture (1991). *Agreste, le Bulletin* 11. SCEES, Paris.
- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) Ministère de l'Agriculture (1990). *Instructions Permanentes de Collecte du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA)*. SCEES, Paris.
- Setia P., Piper S. (1992). Effects of Soil and Agricultural Chemical Management on Farm Returns and Ground Water Quality. *Review of Agricultural Economics* 14(1), 65-80.
- Shampine A. (1998). Compensating for information externalities in technology diffusion models. *American Journal of Agricultural Economics* 80, 337-346.
- Shortle J. S., Horan R. D. (2001). The economics of nonpoint pollution control. *Journal of Economic Surveys* 15(3), 255-289.
- Shortle J.S., Laughland A. (1994). Impacts of Taxes to Reduce Agrichemical Use when Farm Policy is Endogenous. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 3-14.
- Shumway R.C., Chesser R.R. (1994). Pesticide Tax, Cropping Patterns, and Water Quality in South Central Texas. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 224-240.
- Skees J., Reed M. (1986). Rate making for farm-level crop insurance: implications for adverse selection. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 653-659.
- Smith V.H., Chouinard H.H., Baquet A.E. (1994). Almost Ideal Area Yield Crop Insurance Contracts. *Agricultural and Resource Economics Review* 23(1), 75-83.
- Smith V.L. (1968). Optimal Insurance Coverage. *Journal of Political Economics* 76(1), 68-77.
- Snapp S.S., Blackie M.J., Donovan C. (2003). Realigning research and extension to focus on farmers' constraints and opportunities. *Food Policy* 28, 349-363.
- Soule M., Nimon W., Mullarkey D. (2000). *Risk management and environmental outcomes: framing the issues*. Paper presented at Crop insurance, land use and the environment Workshop. USDA/ERS, September 20-21, Washington D.C.
- Stano M. (1987). A Further Analysis of the Physician Inducement Controversy. *Journal of Health Economics* 6(2), 227-238.
- Starbird S.A. (1994). The Effect of Quality Assurance Policies for Processing Tomatoes on the Demand for Pesticides. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 78-88.
- Starrett D.A. (2003). Property rights, public goods and the environment. In: Mäler K. G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics* 1. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Stavins R.N. (2003). Experiences with market-based environmental policy instruments. In: Mäler K. G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics* 1. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Stefanou S.E., Mangel M., Wilen J.E. (1986). Information in Agricultural Pest Control. *Journal of Agricultural Economics* 37(1), 77-88.
- Stoneman P.L. (1983). *The economic analysis of technological change*. Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Stoneman P.L., David P.A. (1986). Adoption subsidies vs. Information provision as instruments of technology policy. *The Economic Journal* 91(1), 142-150.
- Sunding D., Zilberman D. (2001). The Agricultural Innovation Process : Research and Technology Adoption in a Changing Agricultural Sector. In Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics* 1A. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Swinton S.M., King R.P. (1994). The Value of Pest Information in a Dynamic Setting: The Case of Weed Control. *American Journal of Agricultural Economics* 76(1), 36-46.
- Talpaz H., Borosh I. (1974). Strategy for Pesticide Use : Frequency and Applications. *American Journal of Agricultural Economics* 56(4), 769-775.
- Taylor C.R. (1992). Issues in Risk/Benefit Evaluation for Pesticide Registration. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 21(2), 71-97.
- Taylor C.R., Carlson G.A., Cooke F.T., Reichelderfer K.H., Starbird I.R. (1983). Aggregate Economic Effects of Alternative Boll Weevil Management Strategies. *Agricultural Economics Research* 35(2), 19-28.
- Taylor C.R., Penson J.B.jr., Smith E.G., Knutson R.D. (1991). Economic Impacts of Chemical Use Reduction on the South. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 15-23.
- Telser L.G. (1955-56). Safety First and Hedging. *Review of Economic Studies* 23(1), 1-16.
- Thirtle C.G., Schimmelpfening D.E., Townsend R.F. (2002). Induced innovation in United States agriculture, 1880-1990: time series tests and an error correction model. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 598-614.
- Thomas A.C., Tauer L.W. (1994). Linear Input Aggregation Bias in Nonparametric Technical Efficiency Measurement. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 42(1), 77-86.
- Thomson K.J., Hazell P.B.R. (1972). Reliability of Using the Mean Absolute Deviation to Derive Efficient E,V Farm Plans. *American Journal of Agricultural Economics* 54(3), 503-506.
- Thornton P.K. (1985). Treatment of Risk in a Crop Protection Information System. *Journal of Agricultural Economics* 36(2), 201-209.
- Tinbergen (1952). *On the theory of economic policy*. Ed. North-Holland, Amsterdam.
- Toman M., Palmer K. (1993). How should an Accumulative Toxic Substance be Banned ? *Resources for the Future ENR93-03*, 22 p.
- Tsur Y., Sternberg M., Hochman E. (1990). Dynamic modelling of innovation process adoption with risk aversion and learning. *Oxford Economic Papers* 42, 336-355.
- Underwood N.A., Caputo M.R. (1996). Environmental and Agricultural Policy Effects on Information Acquisition and Input Choice. *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 198-218.

- Uri N.D. (1998). Conservation Tillage and the use of energy and other inputs in US agriculture. *Energy Economics* 20, 389-410.
- USDA-ERS *Agricultural Outlook*, November, 35-38.
- Van Lenteren J.C., Minks A.K., de Ponti O.M.B., (1992). Biological control and integrated crop protection : towards environmentally safer agriculture. *Proceedings of an international conference, IOBC/WPRS, Veldhoven, Netherlands, 8-13 September 1991*. Pudoc Scientific Publ., Wageningen, 239 p.
- Vandever M.L., Loehman E.T., (1994). Farmer Response to Modified Crop Insurance : A Case Study of Corn in Indiana. *American Journal of Agricultural Economics* 76(1), 128-140.
- Vercammen J., Van Kooten G.C., (1994). Moral Hazard Cycles in Individual-Coverage Crop Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 76(2), 250-261.
- Vereijken P., Viaux P. (1990). Vers une agriculture intégrée. *La Recherche* 227, 22-25.
- Vermersch D. (1989). *Economie et technologie des systèmes céréaliers : une approche duale et économétrique*. Thèse de doctorat de l'Université de Rennes I.
- Viaux P. (1993). *Perspectives des systèmes de production extensifs en grandes cultures*. Contribution au Colloque Agriculture demain Aliment 2002, 19-20 octobre ITCF.
- Viaux P., Le Monnier de Gouville E. (1994). Le temps consacré par les agriculteurs à la prise de décision et au suivi technique des cultures. ITCF, 91 p.
- Viaux P., Lemaître G., Gouet J.P., Robert D. (1994). Contribution méthodologique à l'étude des systèmes grande culture, international symposium. *Systems Oriented Research in Agriculture and Rural Development*, Montpellier, 21-25 novembre 1994, 13 p.
- Videras J., Alberini A., (2000). The Appeal of Voluntary Environmental Programs : Which Firms Participate and Why ? *Contemporary Economic Policy* 18(4), 449-461.
- Wan G.H., Anderson J.R., (1990). Estimating Risk effects in Chinese Food grain Production. *Journal of Agricultural Economics* 41(1), 85-93.
- Webster J.P.G. (1977). The analysis of risky farm management decisions : advising farmers about use of pesticides. *Journal of Agricultural Economics* 28(3), 243-259.
- Weitzman M.L. (1974). Prices versus quantities. *Review of Economic Studies* 41, 477-491.
- Wetzstein M.E. (1981). Pest Information Markets and Integrated Pest management. *Southern Journal of Agricultural Economics* 13(5), 21-30.
- Wetzstein M.E., Musser W.N., Linder D.K., Douce G.K. (1985). An Evaluation of Integrated Pest Management with Heterogeneous Participation. *Western Journal of Agricultural Economics* 10(2), 344-353.
- Wiebers U.C., Metcalf M., Zilberman D. (2002). The influence of pest management advice on pesticide use in California tomatoes. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds). *Advances in the economics of environmental resources 4 : Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Wiedland V. (2000). Learning by doing and the value of optimal experimentation. *Journal of Economic Dynamics and Control* 24, 501-534.
- Williams J.R., Carriker G.L., Barnaby G.A., Harper J.K., (1993). Crop Insurance and Disaster Assistance Designs for wheat and Grain Sorghum. *American Journal of Agricultural Economics* 75(2), 435-447.
- Williamson O.E. (2000). The new institutional economics: taking stock, looking ahead. *Journal of Economic Literature* 38, 595-613;
- Williamson O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism*. Ed. Free Press, New-York.
- Wilson C., Tisdell C., (2001). Why Farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological Economics* 39, 449-462.
- Wolf S., Just D., Zilberman D. (2001). Between data and decisions: the organization of agricultural economic information systems. *Research Policy* 30(1), 121-141.
- Wooldridge J.M. (2002). *Econometric analysis of cross section and panel data*. Ed. The MIT Press, London, UK.
- Wu J.J. (1999). Crop insurance, acreage decisions and non-point source pollution. *American Journal of Agricultural Economics* 81(2), 305-320.
- Wu J.J., Babcock B.A., (1999). The relative Efficiency of Voluntary vs Mandatory Environmental Regulations. *Journal of Environmental Economics and Management* 38(2), 158-175.
- Wu J.J., Babcock B.A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 78(4), 935-945.
- Yaari M.E. (1987). The Dual Theory of Choice Under Risk. *Econometrica* 55(1), 95-115.
- Yee J., Ferguson W. (1996). Sample selection model assessing professional scouting programs and pesticide use in cotton production. *Agribusiness* 12, 291-300.
- Zacharias T.P., Grube A.H. (1986). Integrated Pest Management Strategies Approximately Optimal Control of Corn Rootworm and Soybean Cyst Nematode. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 704-715.
- Zacharias T.P., Grube A.H. (1984). An Economic Evaluation of Weed Control Methods used in combination with Crop Rotation: a stochastic Dominance Approach. *North Central Journal of Agricultural Economics* 6(1), 113-120.
- Zavaleta L.R., Ruesink W.G. (1980). Expected Benefits from Nonchemical Methods of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics* 62(4), 801-805.
- Zellner A., Kmenta J., Dreze J. (1966). Specification and Estimation of Cobb-Douglas Production Function Models. *Econometrica* 34(4), 784-795.

- Zilberman D., Castillo F. (1994). Economic and Health Consequences of Pesticide Use in Developing Country Agriculture : Discussion. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 603-604.
- Zilberman D., Marra M. (1993). Agricultural externalities. In: Carlson G.A., Wetzstein M.E.(1993). Pesticides and Pest Management. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (Eds). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.
- Zilberman D., Siebert J. (1990). Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. *Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley.*

Chapitre 6

Vers une réduction de l'utilisation des pesticides et de leurs impacts environnementaux

Options techniques et moyens à mettre en œuvre

Coordinateurs du chapitre : Philippe Lucas et Jean-Joël Gril

Rédaction collective, par les auteurs des chapitres précédents.

Table des matières

- **Options techniques et moyens à mettre en œuvre**

6.1. Introduction.....	3
6.2. Niveau d'objectifs T : limiter les transferts de pesticides.....	6
6.2.1. Introduction	6
6.2.1. Adapter les usages aux conditions de milieu	6
6.2.2. Limiter les transferts à l'application	7
6.2.3. Limiter les transferts post-application dans la parcelle.....	9
6.2.4. Gestion des éléments du paysage.....	13
6.2.5. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de mise en œuvre pour le niveau d'objectifs T	18
6.3. Niveau d'objectifs R : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation.....	22
6.3.1 Mieux apprécier la pertinence du traitement ou du programme de traitement	22
6.3.2. Choisir le produit le plus adapté	23
6.3.3. Cibler, améliorer l'efficacité du traitement	24
6.3.4. Prévenir l'apparition des résistances aux pesticides.....	24
6.3.5. Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils	25
6.3.6. Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils.....	25
6.3.7. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de leur mise en œuvre pour le niveau d'objectifs R	26
6.4. Niveau d'objectif S : réduire la consommation de pesticides en proposant des systèmes de culture moins, voire non dépendants de leur utilisation	32
6.4.1. Niveau d'objectifs S :	32
6.4.1.1. Solutions techniques	33
6.4.1.2. Instruments économiques et réglementaires pour la mise en œuvre de ces solutions.....	34
6.4.1.3. Evaluation de l'atteinte des objectifs.....	34
6.4.2. Niveau d'objectifs S+	35
6.4.2.1. Solutions techniques (en sus de celles préconisées dans le niveau S).....	35
6.4.2.2. Instruments économiques et réglementaires pour la mise en œuvre de ces solutions.....	36
6.4.2.3. Evaluation de l'atteinte des objectifs.....	37
6.4.3. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de mise en œuvre pour les niveaux d'objectifs S et S+	38
6.5. Stratégies existantes, nationales et européennes.....	40
6.5.1. Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides	40
6.5.2. Mesures agri-environnementales	40
6.5.3. Stratégie thématique européenne.....	41
6.5.4. Expériences étrangères	42
6.5.4.1. Stratégie danoise.....	43
6.5.4.2. Expériences aux USA.....	44
6.5.4.3. Expérience du Royaume Uni	44
6.5.4.4. Expérience des Pays-Bas.....	45
6.6. Conclusion	48

- [Etude de cas "grandes cultures"](#)

Options techniques et moyens à mettre en œuvre

6.1. Introduction

Les progrès accomplis dans l'efficacité de la protection des cultures contre leurs parasites, ravageurs et adventices ont largement contribué à l'amélioration quantitative et qualitative de la production agricole. La recherche agronomique a participé, comme le révèle l'analyse bibliographique des chapitres précédents, à l'accroissement des connaissances dans ce domaine, en mettant au point des méthodes d'identification et de détection des bio-agresseurs¹, en analysant les relations plantes - bio-agresseurs et sélectionnant des variétés et des géniteurs plus résistants ou plus tolérants, en analysant les relations bio-agresseur - milieu et proposant des modèles prédictifs des épidémies, en concevant les bases scientifiques de méthodes de lutte biologique... (cf. chapitre 4, sections 4.1 et 4.2).

Cependant, malgré la diversité des possibilités de maîtrise des bio-agresseurs dont ces connaissances sont potentiellement porteuses (cf. sections 4.2 à 4.6), l'agriculture a privilégié le recours à la lutte chimique (cf. chapitre 2), les acquis de la biologie étant, avant tout, utilisés pour raisonner les conditions d'application des pesticides ou, éventuellement, pour concevoir des recours lorsque ceux-ci apparaissent trop peu efficaces.

La croissance constante de l'emploi de produits pesticides en agriculture, jusqu'à des années récentes, et la place centrale prise par la lutte chimique dans les itinéraires techniques actuels soulèvent aujourd'hui de nombreuses réticences sociales avec la prise de conscience des impacts environnementaux (cf. chapitre 3, sections 3.1 et 3.3), les inquiétudes sur les conséquences en terme de santé humaine et la volonté de consommer des produits obtenus sous d'autres conditions d'agriculture.

Au début des années 90, en particulier sous l'impulsion donnée par l'application en droit français de la directive CEE 80-778 concernant l'eau potable, de nombreux travaux scientifiques et techniques ont été entrepris pour mieux décrire et comprendre les transferts des pesticides dans l'environnement ainsi que les impacts sur des organismes non visés par leur utilisation. Des solutions correctives, fondées sur des pratiques culturales et des aménagements de l'espace, ont été proposées pour limiter ces transferts, vers les milieux aquatiques pour l'essentiel (cf. section 3.5).

L'application généralisée de ces solutions correctives, qui représente un effort important par rapport à la situation actuelle, devrait probablement permettre une réduction sensible de la contamination par les pesticides au-delà des zones traitées. Toutefois, on peut craindre qu'elle ne soit pas suffisante pour garantir l'atteinte d'objectifs exigeants, en particulier ceux qui sont visés par l'application de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE).

Rappelons, en effet, que le transfert des pesticides est le résultat d'une très forte interaction entre les propriétés des molécules, les pratiques agricoles, les caractéristiques du milieu et les conditions climatiques.

Ainsi, une autorisation de mise sur le marché fondée sur une évaluation des risques très performante, une mise en œuvre de pratiques et d'aménagements pertinents, fondée sur un diagnostic précis des conditions locales, devraient certes permettre d'améliorer la situation. Néanmoins, il restera toujours l'aléa climatique, impossible à maîtriser complètement.

Par ailleurs, si l'effet positif de ces mesures est bien reconnu, il est, dans l'état actuel des connaissances, à peu près impossible de quantifier cette efficacité avec suffisamment de précision, en dehors de sites expérimentaux fortement instrumentés.

¹ Parasites, ravageurs, adventices des cultures

Dans ces conditions, il paraît opportun de proposer une stratégie générale d'action fondée sur les deux principes suivants :

- 1°) Réduire progressivement l'utilisation des pesticides, tout en préservant la compétitivité de l'activité agricole.
- 2°) Tant que cette utilisation n'est pas sensiblement diminuée, continuer fermement à développer les actions correctives citées ci-dessus.

Le terme "progressivement" est volontairement vague et peut recouvrir des rythmes d'évolution divers. D'une manière pragmatique, on peut considérer comme totalement irréaliste l'espoir de réduire drastiquement et rapidement l'usage des pesticides à l'échelle de l'ensemble du territoire national. A l'inverse, dans certaines situations, une réduction significative peut apparaître comme d'une réelle urgence.

De la même manière, il paraît difficile, dans l'état actuel des connaissances, de préciser ce que "sensiblement" représente exactement : on peut toutefois penser qu'on en est encore assez éloigné et qu'un effort important de réduction de l'utilisation des pesticides doit être entrepris pour les systèmes de production les plus utilisateurs de ces moyens de protection des cultures et/ou pour des situations particulièrement sensibles aux contaminations

Dans cet esprit, et en se fondant sur l'analyse de la bibliographie réalisée dans les chapitres précédents, nous tenterons dans ce dernier chapitre de rendre compte, à travers 3 niveaux d'objectifs aux ambitions de plus en plus marquées, des voies possibles pour une amélioration de la situation actuelle, en terme de réduction de l'utilisation des pesticides et de leurs impacts sur l'environnement.

Niveau d'objectifs "T" (comme transfert) : limiter les transferts de pesticides. Ce niveau suppose donc l'utilisation de pesticides et correspond à la mise en œuvre d'actions visant à limiter les contaminations et l'impact de ces contaminations par les produits utilisés. Il représente l'essentiel des actions correctives visées ci-dessus et présentées dans le chapitre 3.

Niveau d'objectifs "R" (comme raisonnement) : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation.

Les décisions de traitement sont de plus en plus raisonnées mais le raisonnement n'est pas indépendant du niveau d'information accessible sur l'état sanitaire des cultures, des outils d'aide à la décision disponibles, du contexte économique et du comportement des décideurs face au risque, autant d'éléments sur lesquels il est possible d'agir par des moyens techniques ou des instruments socio-économiques. Ce niveau d'objectif fera référence aux connaissances présentées dans les chapitres 2 et 5, ainsi que certains éléments du chapitre 4.

Niveau d'objectifs "S" (comme systèmes) : réduire la consommation de pesticides en proposant des systèmes de culture moins ou non dépendants de leur utilisation.

Les dynamiques de développement de bio-agresseurs sont très étroitement liées aux systèmes de culture et aux échanges entre agrosystèmes et écosystèmes. Le choix d'un système de culture va ainsi conditionner le risque lié aux bio-agresseurs et doit être considéré comme un élément de stratégie de protection des cultures. L'atteinte de cet objectif repose sur les éléments présentés dans les chapitres 4 et 5. Dans sa dimension la plus ambitieuse, il se caractérise par la définition de systèmes de culture ne nécessitant l'utilisation d'aucun pesticide (S+).

Cette présentation en trois niveaux d'objectifs constitue un cadre de réflexion sur les connaissances et les moyens techniques, sociaux et économiques mobilisables et leurs conditions de mise en œuvre pour atteindre ces différents objectifs.

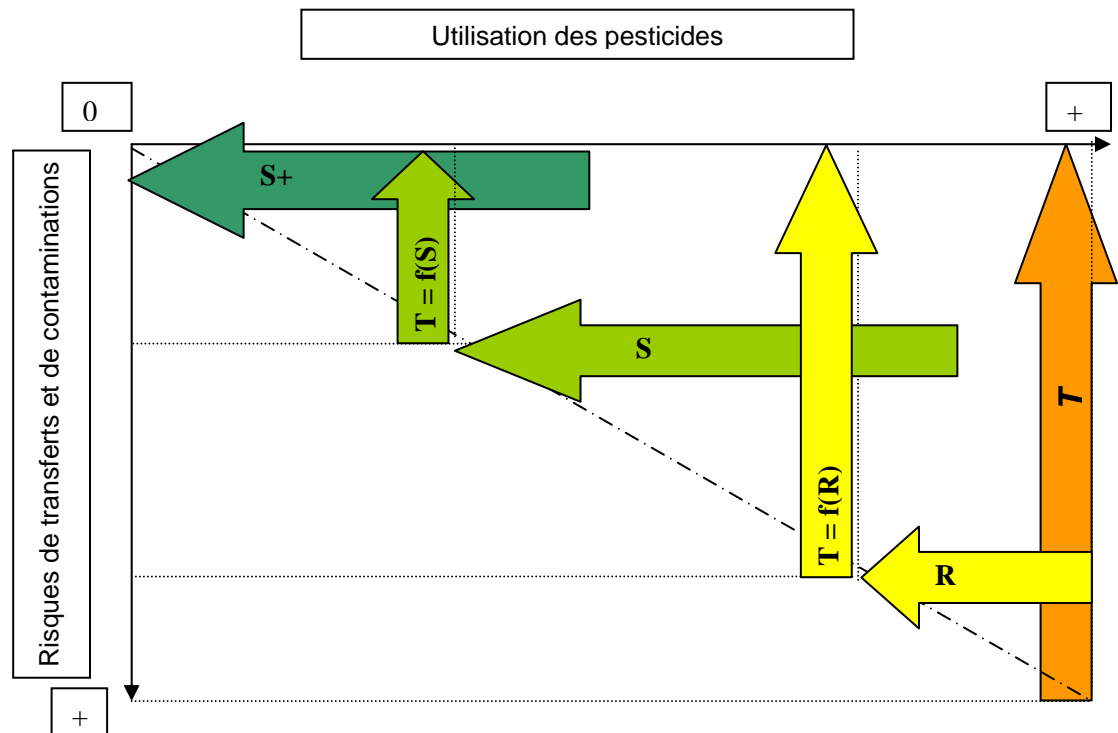
Ils ne représentent, ni des alternatives, ni les étapes successives d'un plan d'action général, ce que ce travail d'expertise n'a pas pour mission d'élaborer.

Il paraît probable que le dernier niveau est bien celui qui devra, à terme, être atteint dans la majorité des situations. Néanmoins, c'est le degré d'exigence défini localement en fonction des enjeux et des priorités qui permettra de préciser le niveau d'objectif qui devra être visé, au moins dans un premier temps.

Le diagramme ci-dessous tente de résumer les relations entre ces différents objectifs, en particulier, la progression de R vers S+ illustrant des niveaux d'ambitions plus importants. Cette évolution de R vers S+ légitime vraisemblablement, même si la relation n'est sans doute pas linéaire, des ambitions moindres pour limiter transferts, contaminations et impacts (T) au fur et à mesure que les réductions d'utilisation de pesticides sont obtenues.

Figure 6.1-1. Schéma théorique illustrant l'articulation entre les actions de réduction d'utilisation de pesticides (R, S, S+) et les actions à entreprendre pour en limiter les transferts et contaminations (T).

(Une même couleur indique un lien hypothétique entre importance des mesures à mettre en œuvre pour réduire l'utilisation des pesticides et importance des moyens à mettre en œuvre pour en limiter les transferts)



Dans les parties qui suivent, et pour chaque niveau d'objectifs, un tableau présente les actions envisageables, classées par objectif avec, en regard :

- les instruments (réglementaires, incitatifs...) adaptés à leur mise en œuvre ;
- les outils permettant leur évaluation (réalisation et efficacité environnementale) ;
- les moyens nécessaires qui conditionnent leur mise en œuvre effective et efficace ;
- les publics visés par les actions de formation, condition récurrente de leur mise en œuvre ;
- les problèmes potentiels susceptibles d'être engendrés suite à leur mise en œuvre.
- les mesures existantes ou déjà envisagées, présentées dans le tableau et/ou dans un tableau séparé suivant les niveaux, pour des raisons de lisibilité.

Aux tableaux sont associés des commentaires. La forme de la présentation varie un peu selon les niveaux d'objectifs : en effet, chaque groupe de travail chargé de traiter un de ces niveaux a adapté un plan de base défini en commun à ses spécificités. Le résultat paraissant suffisamment homogène pour la compréhension de l'ensemble, il n'a pas paru opportun de pousser plus loin sa formalisation.

6.2. Niveau d'objectifs T : limiter les transferts de pesticides

6.2.1. Introduction

Le niveau T vise la limitation des contaminations par les pesticides, ainsi que de l'impact de ces contaminations. Il rassemble les actions correctives qui i) ne mettent pas *a priori* en jeu une réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires par rapport aux doses préconisées pour la protection des cultures, ii) promeuvent les itinéraires techniques optimaux au plan environnemental au sein de la gamme d'itinéraires d'usage courant, iii) préconisent des aménagements spécifiques du paysage ou l'exploitation de zones tampons naturelles.

Il repose sur l'utilisation de techniques connues actuellement, qui sont mises en place dans des fermes expérimentales ou par un nombre souvent limité d'agriculteurs, et dont la diffusion reste lente.

En terme opérationnel, le niveau T se décline en quatre objectifs principaux consistant à adapter les usages de produits phytosanitaires aux conditions de milieu, limiter les transferts au moment de l'application de produits, limiter les transferts pouvant intervenir après l'application dans la parcelle traitée et à piéger les fuites éventuelles au-delà de la parcelle.

Un premier tableau regroupe les actions correctives proposées en les classant selon ces quatre objectifs. Il est précédé par un texte de commentaires, en correspondance avec les notes de ce tableau.

Dans ce texte, la présentation des actions est introduite par une référence aux parties du chapitre 3 qui en constituent la justification scientifique et par un bref rappel des lacunes scientifiques actuelles qui pénalisent leur mise en œuvre.

Enfin, un second tableau met en regard les actions et certaines options retenues ou en cours d'élaboration au niveau national dans le plan interministériel de réduction des pesticides, au niveau européen et dans d'autres pays de l'OCDE.

Remarque sur l'évaluation des actions

L'évaluation de l'efficacité des actions vis-à-vis de la contamination des milieux par les pesticides s'appuie, bien entendu, sur un suivi de la qualité de ces derniers. Les nombreuses opérations de surveillance (cf. chapitre 3) en cours peuvent être utilisées dans ce sens. Toutefois, leur pertinence vis-à-vis de cette évaluation ne va pas de soi et nécessiterait des adaptations, en particulier en terme de coordination, d'échelle d'étude et de rythme d'échantillonnage.

L'évaluation des actions a valeur d'action, nécessitant à la fois des moyens et des besoins de recherche, au même titre que celles qui vont être présentées dans ce chapitre.

6.2.1. Adapter les usages aux conditions de milieu

(a) assortir les AMM de restrictions d'usage

Fondements scientifiques

S'appuie sur la connaissance des processus fondamentaux du transfert décrits à la section 3.2, en particulier, dans le § 3.2.1.2 (rétention et dégradation). Voir aussi les sections 3.3. (impact sur les organismes terrestres et aquatiques) et 3.4.3 (modélisation).

Principales limites scientifiques actuelles

Modèles (infiltration profonde, ruissellement, échelle du bassin versant...)

Méthodologie pour établir des scénarios sub-nationaux

La mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques requiert la démonstration préalable que l'usage des produits (et donc des matières actives) ne présente aucun risque pour l'homme ou pour l'environnement dans les conditions d'usage recommandées, et sous réserve du respect par

l'agriculteur des règles de "bonnes pratiques agricoles". L'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM) qui en résulte est émise au niveau national, ce qui signifie que l'évaluation des risques sur lesquels elle repose et les éventuelles précautions d'emploi qui lui sont associées sont également réalisées pour garantir un niveau de risque acceptable à l'échelle nationale, *i.e.* dans (presque) toutes les conditions de milieu. Les généralisations et standardisations ayant permis de développer le scénario d'utilisation du produit utilisé pour l'évaluation des risques est associé à des incertitudes générant deux types d'erreurs : en ne déclinant pas les diverses typologies de milieu associées à des risques spécifiques, le recours à un scénario standard conduit à sous-estimer les risques pour ces milieux et ne peut donc garantir des transferts ou des impacts éventuels ; et pour les mêmes raisons, la décision de ne pas autoriser un produit sur une culture à l'échelle nationale crée un "vide phytopharmaceutique" spécifique, qui, s'il est justifié dans des zones à risque, peut conduire dans les zones à risque moindre, par le jeu de la substitution d'un produit par un autre, à la substitution d'un problème par un autre. La prise en compte des conditions de milieu dans l'évaluation des risques réalisées en amont des AMM (a2)² présenterait donc l'intérêt de répondre plus spécifiquement aux impératifs de protection des milieux en offrant plus de flexibilité dans la réponse aux besoins de protection des plantes. Les restrictions d'usage associées aux AMM (a1) devant être facilement communicables (mentions explicites sur l'étiquette) et applicables par tous, elles pourraient référer à une typologie sommaire (par exemple : ne pas appliquer sur un sol drainé, ne pas appliquer sur sol très humide, ne pas appliquer le matin, etc.) mais dont le paramétrage reste à faire pour les besoins des évaluations de risque (a6 et a7). Cette adaptation des usages aux conditions de milieu implique donc des moyens humains pour en définir les règles scientifiques et techniques (a6 et a7), les appliquer au niveau réglementaire (a8) et contrôler leur application sur le terrain (a4 et a5). De même, cette adaptation implique une sensibilisation des agriculteurs et des conseillers à la nécessité de consolider l'étiquetage des produits (a9) ainsi qu'à celle de l'enregistrement des pratiques (a3 et a9).

A terme, l'exercice peut conduire à identifier des types de milieux "à risque" pour lesquels peu ou pas de matières actives sont utilisables (a10). Ce retour sur le nombre et l'étendue de ces milieux permettrait de consolider les besoins générés : possibilité ou pas de modifier la destination des terrains concernés, et selon, nécessité ou pas de développer des aménagements du paysage pour gérer les risques. Le manque à gagner pour les agriculteurs pourrait être compensé par des aides spécifiques (a11) prévues dans le PDRN³ (Indemnité Compensatoire des Handicaps Naturels, ICHN). Actuellement, le PDRN prévoit des ICHN pour éleveurs exploitant des milieux essentiellement montagnards. Une ICHN "Marais Poitevin" a été envisagée en 2003. Il serait utile de compléter le PDRN par une ICHN pour des milieux particulièrement sensibles.

6.2.2. Limiter les transferts à l'application

(b) Améliorer caractéristiques et formulation des matières actives

Fondements scientifiques

Voir les § 3.2.1.1 (répartition de la distribution entre compartiments, mécanismes de la volatilisation) et 3.5.1.1.

Principales limites scientifiques actuelles

Difficulté expérimentale pour faire un bilan de répartition, modèles insuffisants

Peu de travaux sur l'influence de la formulation sur le transfert

La formulation des substances actives dans les préparations commerciales permet leur conditionnement à des concentrations élevées, sous une forme physiquement et chimiquement stable dans le temps, et facilement dispersable ou solubilisable dans la bouillie d'application. En outre, certains formulants, ou des adjuvants ajoutés en mélange extemporané lors de la préparation de la bouillie, permettent d'optimiser la taille, la densité des gouttelettes et *a priori* les pertes de pesticides par volatilisation depuis les gouttelettes (même si difficile à évaluer) (b1) et d'améliorer l'efficacité

² Les notes entre parenthèses renvoient au tableau du § 6.2.5.

³ PDRN : Plan de Développement National Rural, établi en application du Règlement de Développement Rural (RDR)

des substances actives (adhésion, mouillabilité) (b2). Toute amélioration de l'efficacité des produits, en fonction de leur mode d'action, soit par exemple par une augmentation du taux de pénétration (solvants, tensioactifs) (b3) ou de l'adhésion (tensioactifs, huiles) (b2) aux parties aériennes, ira dans le sens d'une diminution des pertes par lessivage des feuilles et d'un contrôle optimal des bio-agresseurs avec l'utilisation des doses recommandées (b2, b3, b10).

La sécurité de l'applicateur est un point critique avec un poids important dans l'évolution des formulations et de leur conditionnement pour faciliter leur dosage et la dilution dans la bouillie en diminuant les manipulations et les risques de contact avec des produits concentrés (b8, b9). Dans ce sens, certaines formulations sont à éviter (poudres mouillables, concentrés émulsionnables), bien que des progrès dans le conditionnement (sachets solubles introduits directement dans les cuves, par exemple) peuvent résoudre certains problèmes de manipulation et/ou de dispersion de poussières au moment de la préparation de la bouillie (b5, b6, b8, b10).

Ce problème de poussières se pose à différents niveaux lors de la manipulation de préparations solides en granulés ou dans le cas des traitements de semence. Des tests spécifiques d'abrasion et de transformation en poussières sont déjà demandés dans le dossier d'homologation (b4). Une sensibilisation spécifique des applicateurs semble nécessaire (b9). Un point crucial est celui des préparations pour le traitement extemporané de semences qui peut être à l'origine de problèmes spécifiques de contaminations ponctuelles en fonction des dispositifs disponibles pour effectuer le traitement.

Le développement et l'optimisation des préparations commerciales sont du ressort exclusif de l'industrie (b8). La composition des préparations (la nature et la masse pondérale des formulants) est fournie dans les dossiers d'homologation, mais c'est une information confidentielle, secret industriel de fabrication. Il faut rappeler que les AMM sont délivrées aux préparations commerciales avec des études spécifiques sur les produits commerciaux (de même, les adjuvants extemporanés sont soumis aux mêmes procédures d'évaluation que les préparations des substances actives). Néanmoins, dans la plupart des dossiers, l'évaluation des risques environnementaux se fait sur la base des données du comportement de la substance active, indépendamment de la formulation, en faisant l'hypothèse qu'une fois dans le sol (ou dans l'eau) le comportement de la substance active n'est plus lié à celui des formulants (b7), ce qui dans certains cas mériterait d'être prouvé (par exemple, substance active sous forme de microcristaux dans les poudres mouillables, les granulés et les suspensions concentrées, ou addition des substances tensioactives – dispersants, émulsionnants, mouillants, anti-mousses).

A ce titre, il est possible de stimuler la capacité d'adaptation de l'industrie : les pouvoirs publics peuvent proposer à l'industrie un accord négocié, l'industrie s'engageant à orienter ses futurs développements technologiques (b8) vers des préparations mieux adaptées, en échange de subvention à la R&D, ou contre la menace d'un durcissement de la réglementation.

(c) Améliorer les techniques et conditions d'application

Fondements scientifiques

Voir § 3.2.1.1 (répartition de la distribution entre compartiments) et § 3.5.1.2.

Principales limites scientifiques actuelles

Modélisation pour technologie pulvérisation

Moyennant un surcroît de temps et de méthode, la réduction des pertes à la source passe par un ensemble de mesures de bon sens et relativement simples à mettre en oeuvre. Concrètement, sous réserve que des objectifs qualitatifs soient définis (ce qui n'est pas le cas actuellement), leur efficacité sera importante, notamment pour les traitements fongicides ou insecticides, et beaucoup plus pour les cultures pérennes et le maraîchage que pour les grandes cultures (le désherbage en prélevée des adventices étant un cas à part car les produits atteignent majoritairement leur cible qui est alors le sol, les marges de progrès devenant par là même très faibles). Dans ce contexte, les contrôles techniques des appareils en service ou la vérification de la conformité des appareils neufs (c2) ne constituent que des préalables, nécessaires mais loin d'être suffisants. L'actuel projet de loi sur l'eau évoque ces

aspects (c9). Ainsi, malgré la plus grande difficulté de mise en œuvre, c'est l'optimisation des réglages (c1) qui se traduira par la plus grande économie de produit. Ces mesures nécessitent le développement de procédures spécifiques (c7) accompagnées d'actions de formation/information de tous les intervenants, à tous niveaux (c12).

La limitation de la dérive (c3) ne concerne que les pertes en bordure de parcelle. Les projets de réglementation sur la modulation des largeurs des zones non traités prennent en compte ces aspects. Ainsi le simple remplacement des buses traditionnelles par des buses à injection d'air permet de réduire considérablement la quantité des gouttes les plus fines et par voie de conséquence leur susceptibilité à être dispersées par le vent. Ces dispositifs ne règlent toutefois qu'une partie des problèmes et peuvent en occasionner d'autres comme le rebond des gouttes sur les cibles ou l'augmentation des pertes au sol (hors herbicides). Dans tous les cas, comme en (c1), une meilleure définition des dépôts sur les cibles (nombre et taille des impacts) est nécessaire pour permettre la réelle validation de mesures limitant la dérive. En corollaire cela nécessite le développement et la mise en œuvre d'outils d'évaluation des dépôts (c10). Enfin, l'enregistrement manuel ou automatique des opérations d'épandage (c8) constitue un outil indispensable pour la mémorisation et l'analyse des progrès réalisés.

Les traitements localisés (c4) constituent une variante permettant de mieux cibler les produits sur les cibles. Le désherbage mixte pratiqué sur le maïs (c4), limitant l'application des produits au rang de culture, à la dose recommandée et sur un tiers de la surface, s'inscrit également dans cette stratégie. Cela se traduit par une réduction des doses/ha.

Les évolutions technologiques (c5) sont toujours à privilégier car elles peuvent conduire à des sauts qualitatifs très importants. A titre d'exemple, on peut considérer les buses à injection d'air comme une évolution technologique. De même les désherbineuses peuvent être considérées comme une évolution du machinisme agricole (guidage sur les rangs, outils à multiples actions). Pour les traitements de semences, l'amélioration des semoirs peut être nécessaire pour limiter la dispersion des poussières de semences générées par certains types de semoirs. Par contre, ces évolutions nécessitent généralement d'importants travaux de R&D (c11), et se traduisent par des surcoûts importants (c14) car les marchés restent faibles. La mise en œuvre d'automatismes occasionne aussi la nécessité d'une sérieuse prise en main (c12) et d'éventuelles pertes de temps en cas de dysfonctionnement (c13).

6.2.3. Limiter les transferts post-application dans la parcelle

(d) Caractéristiques et formulation des matières actives

NB La gestion des fonds de cuve de pulvérisation et des emballages, sources éventuelles de pollutions ponctuelles après application, n'est pas concernée par cette expertise mais est en partie en rapport avec la formulation et le conditionnement des produits commerciaux.

Fondements scientifiques

Voir b) et § 3.2.1.4.

Principales limites scientifiques actuelles

Voir b) et absence de vision globale du système sol - air - eau

Les formulations des substances actives à action foliaire sont normalement optimisées pour favoriser le maintien sur le feuillage (mouillabilité, adhésion), ainsi que la pénétration dans la plante. Outre les gains d'efficacité, cela diminue le taux de ruissellement et de lessivage des produits interceptés par le feuillage, avec une diminution de la proportion des substances actives arrivant au sol. L'utilisation d'adjuvants extemporanés peut améliorer ces propriétés (d1). Le maintien des produits à la surface des feuilles va cependant favoriser des phénomènes de dissipation (photodégradation, volatilisation) qui peuvent être à l'origine de l'apparition de produits de dégradation et de la contamination de l'air. Des formulants ou des adjuvants peuvent intervenir comme photoprotecteurs ou pour diminuer la volatilisation (on peut toutefois noter le manque de connaissance relative à l'effet de la formulation sur

la volatilisation ainsi que l'observation de différents effets selon le pesticide – par exemple dans le cas de l'encapsulation). Certaines formulations (granulés) diminuent les pertes par volatilisation des produits appliqués sur le sol, ce qui est bien adapté pour des produits à pression de vapeur élevée (d2). Néanmoins ce type de formulations présente des risques importants de transfert lors des épisodes ruisselants. Dans le cas des substances actives à pression de vapeur élevée appliquées au sol l'injection ou l'incorporation immédiate après l'application sont nécessaires (d2). Lors des épisodes pluvieux ruisselants proches de l'application, les formulations dont les substances actives se trouvent sous une forme particulière (granulés, microcristaux des poudres mouillables et des suspensions concentrées) présentent des risques de transfert plus importants, avec des concentrations élevées dans le ruissellement dues à l'érosion des microparticules des substances actives (d3, d4). Il est généralement considéré que la formulation n'a pas d'influence déterminante sur la lixiviation des substances actives. Un cas particulier est celui des formulations à effet retard (libération modifiée) qui diminuent les risques de lixiviation des substances actives mobiles. Ce type de formulation est encore peu développé. Au même titre, le traitement de semences constitue un type de formulation impliquant une application ponctuelle des substances actives dont la libération peu être différée dans le temps en fonction des cinétiques de dissolution des agents enrobants et pelliculants et de la diffusion des substances actives. Ce type de formulation peut réduire les doses appliquées avec un positionnement optimal par rapport à la cible à protéger, mais n'est utilisable que pour certains produits (fongicides, régulateurs de croissance).

(e) Dates d'épandage en fonction de l'état du milieu

Fondements scientifiques

Voir les § 3.2.1.5. (proximité entre date d'application et pluies provoquant un mouvement hydrique important) et 3.5.2.1.

Principales limites scientifiques actuelles

Multiplication des références expérimentales locales

La limitation des dates d'épandage en fonction du type de milieu, de l'état et du fonctionnement hydrique peut être redondante avec la restriction des AMM en fonction de conditions de milieu type. Elle est basée sur le conseil (e5) et la formation des utilisateurs (e7) et complète la première mesure qui est d'ordre réglementaire (e3). La difficulté pratique provient de la disponibilité des informations nécessaires à une échelle adéquate pour l'établissement des règles locales.

A titre d'exemple, des résultats expérimentaux montrent qu'un certain nombre de substances mobiles peuvent être transférées : par ruissellement, en hiver, sur des sols hydromorphes (e1) ; par écoulement préférentiel sur sols secs fissurés (e2). De façon plus générale, la période d'épandage peut être modulée par des réglementations locales en fonction d'une typologie de milieux qui comprend des critères pédologiques (hydromorphie, texture...), dans conditions données (hydriques, structurales...), dans la mesure où l'information est disponible aux échelles pertinentes.

Concernant les transferts vers l'atmosphère, certains composés présentent une volatilisation forte juste après l'application puis décroissante et l'intensité des pertes dépend en partie des conditions pédoclimatiques locales. Ainsi, on pourrait envisager des préconisations concernant la meilleure plage horaire dans la journée pour l'application afin de limiter l'intensité des pertes ayant lieu juste après l'application. Cependant, une meilleure compréhension du processus de volatilisation est nécessaire (besoin de recherche)

La typologie des milieux (connaissance de leur fonctionnement hydrique, du climat et des cultures implantées associées aux pratiques phytosanitaires) permet de caractériser des modes de transfert possibles et d'évaluer ces risques de transfert (e6). En fonction de ces évaluations, il s'agit de proposer des solutions pertinentes de choix de produit (substitution) ou de techniques culturales adaptées aux conditions locales (e4).

Pour palier le manque de substances actives utilisables dans certaines situations (e8), on peut jouer sur les périodes d'application, le désherbage mécanique quand la culture s'y prête, le désherbage au cours des inter-cultures, le raisonnement du désherbage dans la rotation qui peut conduire à allonger celle-ci.

(f) Travail du sol et techniques associées en cultures annuelles

Fondements scientifiques

Voir § 3.5.2.2 : augmentation de l'infiltration (donc réduction du ruissellement, pas toujours un avantage) et de la volatilisation

Principales limites scientifiques actuelles

Manque de références expérimentales locales

Manque de travaux sur le bilan environnemental effectif vis-à-vis de l'utilisation des pesticides

Généralement, les techniques simplifiées améliorent l'infiltration. Elles sont donc intéressantes pour limiter les transferts par ruissellement. En revanche, en situation de risque de contamination souterraine, elles n'apportent pas un avantage évident (f1).

Le désherbage mixte concerne également l'amélioration des techniques d'application (c4) et, avec le désherbage mécanique, le niveau d'objectifs R (f2).

La forte dépendance des conditions locales justifie la mise en place de programmes volontaires (f3)

(g) Travail du sol et techniques associées en cultures pérennes

Fondements scientifiques

Voir § 3.5.2.3 : rôle de l'enherbement

Principales limites scientifiques actuelles

Développement d'expérimentations

Le désherbage mixte s'applique particulièrement bien en culture pérenne (désherbage sur le rang, g1).

L'enherbement de l'inter-rang est une solution intéressante, quand les conditions de sol et de culture le permettent : il permet de limiter à la fois le ruissellement (et donc les transferts) et les doses appliquées (g2 et niveau d'objectifs R).

g3 : voir e4 et f3.

(h) Amendements organiques

Fondements scientifiques

Voir § 3.2.1.2 : rôle de la matière organique dans la rétention des molécules

Principales limites scientifiques actuelles

Diversité des produits : manque de références

D'une manière générale, les applications répétées d'un amendement organique avec une matière organique stable (compost de déchets verts, par exemple) auront tendance à augmenter les teneurs en MO des sols, avec comme conséquences, l'augmentation de l'adsorption de la plupart des pesticides (h1), donc la diminution des risques de lixiviation et de volatilisation. De plus, la présence de matière organique stimule l'activité microbienne et favorise donc la dégradation des molécules (h2).

Il est cependant difficile de procéder à des préconisations claires en raison de la multitude de produits (h3), souvent en relation avec les gisements locaux des matières organiques.

(i) Gestion des intercultures

La gestion des inter-cultures pour limiter les risques de ruissellement est prévue dans les Bonnes Pratiques Agricoles et Environnementales de la Directive Nitrates (i5) et est obligatoire en ZAC (Zone

d'Action Complémentaire⁴). Dans les autres zones, il est nécessaire d'élaborer des accords privés (chartes phytosanitaires).

Gestion des inter-cultures : la gestion des mauvaises herbes dans les inter-cultures est un moyen naturel de faire baisser la pression parasitaire et de réduire l'utilisation des herbicides. Les moyens mécaniques sont à privilégier : déchaumage, faux semis et quand cela est possible dans la culture, désherbage mécanique.

Un élément important de la gestion des inter-cultures concerne la réduction des surfaces en sol nu en automne et en hiver, ou tout du moins laisser des mulchs de CIPAN pendant le plus longtemps possible en hiver. Cela est conseillé pour limiter le lessivage des nitrates mais peut aussi limiter l'importance des ruissellements dans le versant

(j) Stratégies de substitution

Fondements scientifiques

Voir a)

Principales limites scientifiques actuelles

Voir a)

La substitution de produits phytopharmaceutiques ou "principe de substitution" (j1), est évoquée comme un moyen de réduire des risques sanitaires ou pour l'environnement, aussi bien au niveau européen que par les ministères nationaux, mais sa mise en application n'est pas précisée actuellement sur le plan réglementaire. Le principe de substitution peut s'intégrer :

- dans le processus de ré-examen des substances au niveau communautaire (intégration dans le processus réglementaire) (j2)
- dans le processus d'examen des préparations lors des demandes d'autorisation de mise sur le marché (intégration dans le processus réglementaire) (j2)
- dans la pratique agricole (intégration post-réglementaire ou post-homologation) (j3).

Intégrer le principe de substitution dans les éléments de décision d'inscription (ou de non inscription) des substances à l'annexe I de la directive 91/414/CEE reposerait sur la comparaison, pour deux substances destinées à un même usage, des propriétés des substances (j6), et non des risques (j7) ; actuellement, l'examen des risques sur des situations spécifiques ne concerne qu'un nombre limité des usages examinés au niveau européen. Cette hypothèse de travail est compatible avec le principe de reconnaissance mutuelle, qui veut qu'un produit autorisé dans un Etat membre puisse bénéficier de son évaluation préalable dans cet Etat pour pouvoir être utilisé dans les autres Etats membres. L'inconvénient est qu'elle situerait la substitution très en amont dans le processus d'évaluation des risques, en statuant sur l'examen de quelques usages et non de l'ensemble des usages des substances.

L'intégration de la substitution à l'échelle de l'examen des demandes d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (j7) revient à prendre la décision de substitution au niveau de l'usage et non au niveau du produit. Elle fait reposer la substitution sur une évaluation des risques (j7). L'intérêt de cette hypothèse de travail est la prise en compte des risques, et non des dangers, dans la décision de substitution. La première limite d'une telle approche est qu'elle rend plus difficile la mise en place du principe de reconnaissance mutuelle prévu par la directive 91/414/CEE. La seconde limite est qu'elle offre peu de flexibilité par rapport à l'évolution du marché pour garantir aux utilisateurs des moyens pour gérer efficacement les organismes nuisibles et les éventuelles résistances.

L'intégration de la substitution à l'échelle de la pratique agricole revient à laisser à l'utilisateur le soin de décider de procéder à une substitution de produit, en connaissance de cause. Cette hypothèse de

⁴ Les ZAC sont définies par le décret 2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en oeuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole : "Dans les bassins versants situés en amont des prises d'eau superficielle utilisée pour la production d'eau destinée à la consommation humaine qui présentent des concentrations en nitrates ne respectant pas les exigences de qualité fixées par l'article 16 et l'annexe I-3 du décret du 3 janvier 1989 (...), le préfet détermine les zones dans lesquelles le programme d'action comporte, outre les mesures mentionnées à l'article 2 du présent décret et adaptées si nécessaire, des actions complémentaires."

travail laisse aux utilisateurs la flexibilité nécessaire pour gérer les problèmes d'organismes nuisibles ou de résistances qu'ils rencontrent localement. Par contre, cette mesure est difficile à contrôler. La seconde limite est liée à la grande variabilité des pratiques entre les Etats membres, variabilité qui s'étendrait également aux décisions prises par un utilisateur ayant à choisir entre différents produits pour un même usage.

Concrètement, la mise en oeuvre de la substitution par voie réglementaire (j9) nécessite la disponibilité de moyens humains pour conduire les évaluations comparatives, qu'elles concernent les substances ou qu'elles soient conduites par usage (j9). La mise en oeuvre post-réglementaire de la substitution nécessiterait quant à elle des moyens humains pour sensibiliser les conseillers et les agriculteurs à la nécessité de consolider l'étiquetage des produits (j9) ainsi qu'à celle de l'enregistrement des pratiques (j3 et 9). De même cette dernière solution implique un contrôle sur le terrain (j4 et j5).

A terme (j10, j11 et j12), la mise en place du principe de substitution permettrait de traiter les impacts environnementaux usage par usage, et de mieux cibler les usages problématiques et donc d'affiner les questions de recherche sur ces usages, mais également de focaliser les besoins d'aménagement sur les cultures concernées par ces usages.

6.2.4. Gestion des éléments du paysage

(k) Implantation de zones tampons enherbées et boisées

Fondements scientifiques

Voir § 3.2.1.2 (rétention-dégradation) et § 3.5.3.1 (rôle dominant de l'infiltration)

Principales limites scientifiques actuelles

Méconnaissance du devenir subsurfacique

Absence de modèles

(k1) La mesure dite "bandes enherbées" des BCAE⁵ conduit prioritairement à l'enherbement des bords de cours d'eau. La localisation du gel en position de jouer le rôle de zone tampon est financé dans le cadre de programmes volontaires régionaux (MAE), qui proposent à des agriculteurs volontaires (k2) d'implanter des bandes enherbées plus larges que ce qui est requis au niveau national, ou de leur associer des bandes boisées.

(k3) Le contrôle réglementaire de la mise en place effectif des zones tampons (ZT) est techniquement simple, sur le terrain ou par voie aérienne. (k4). Sa conséquence sur l'évolution de la qualité des eaux est bien moins évidente à évaluer. Une suggestion : parmi les 208 BV pilotes suivis par les groupes régionaux phytosanitaires, un certain nombre pourrait peut-être servir de support à une telle évaluation (si un "point zéro" est disponible et que l'échantillonnage est approprié).

(k5) Le positionnement des zones tampons en bordure de cours d'eau pour limiter la dérive est évident (et renvoie plus largement aux zones non traitées (ZNT)), il contribue également à l'interception des dépôts secs issus de la fraction volatilisée (les distances concernées sont toutefois probablement plus importantes). L'efficacité de l'interception des transferts hydriques, en revanche, est conditionnée par les modes d'écoulements, en rapport avec deux points faibles potentiels des zones tampons :

- le rôle prépondérant joué par l'infiltration dans le fonctionnement épuratoire des ZT : risque éventuel de contamination de nappe ou de cours d'eau (ZT rivulaire) ou, à l'inverse, forte limitation de la rétention des pesticides en cas d'hydromorphie dans la ZT (généralement saisonnière).

⁵ les Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales sont définies par les articles R615-10 à R615-15 du Code Rural. Elles comprennent le positionnement du gel de 3% de la SCOP le long des cours d'eau (article R615-10), la gestion des résidus de culture autrement que par brûlage (article R615-11), une diversité de cultures sur la SAU de l'exploitation (article R615-12), des dispositions relatives aux prélèvements d'eau pour irrigation (article R615-13), le respect de règles d'entretien des surfaces, règles définies par arrêté préfectoral (article R615-14), le maintien ou l'extension des surfaces en pâturage permanents (article R615-14).

- le rôle négatif de la concentration des écoulements, qui peut être combattu par des aménagements dispersifs dans la ZT ou par la mise en place de ZT en "cascade" dans les vallons secs.
L'optimisation du fonctionnement des ZT repose donc sur la réalisation d'un diagnostic local (type CORPEN) des modes d'écoulement.

(k6) Principaux besoins : meilleure connaissance du devenir subsuperficiel des pesticides sous les ZT ; modèle de fonctionnement (modèle de recherche, puis outil opérationnel de dimensionnement) ; règles techniques de mise en œuvre d'ouvrages de dispersion des écoulements concentrés.

(k7) Les compétences locales en matière de diagnostic des causes de la contamination (dont celui des voies de transfert est un aspect central) restent à développer

(k8) Le document du CORPEN sur les dispositifs enherbés abordait partiellement les aspects pratiques de la mise en œuvre des ZT : il reste à actualiser et à compléter.

(k9) L'herbe des ZT n'est pas toujours valorisable (absence d'élevage) ou conduit à une perte de valeur (encore bien plus sensible en culture pérenne ou maraîchère qu'en grande culture). La perte est aggravée si les ZT doivent être implantées sur les meilleures terres (plaines alluviales...).

La transformation d'une terre agricole en zone boisée lui fait perdre son statut et diminue les droits aux primes : la mise en place de ZT boisées sera certainement peu développée (hors zones en déprise, peu concernées par le sujet). En revanche, de nombreux bois existants sont susceptibles de jouer un rôle efficace de ZT, à condition d'y disperser les écoulements, souvent concentrés dans des ravines. Il y aura aussi fréquemment à régler la question d'un tel usage de ces bois, en présence de propriétaires différents de ceux des parcelles en amont.

(l) Implantation de haies

Fondements scientifiques

Voir § 3.5.3.2, rôle sur transfert d'eau et interception de la dérive

Effet indirect (hors niveau T) sur auxiliaires, donc limitation de l'usage des pesticides

Principales limites scientifiques actuelles

Aucunes données disponibles sur l'interception hydrique des pesticides

(11) Il convient d'avoir recours à des actions collectives, à l'échelle du bassin versant d'une commune, pour bénéficier d'effets territoriaux des plantations.

(12) Le contrôle de la mise en place effective est techniquement simple, sur le terrain ou par voie aérienne.

(13) La conséquence sur l'évolution de la qualité des eaux n'est, pour les mêmes raisons que pour les zones tampons enherbées et boisées, pas évidente à évaluer.

(14) Les configurations et les fonctions des éléments structurants du paysage, notamment des haies, font l'objet d'un référentiel réalisé dans le cadre de l'Agro-transfert Bretagne. Les haies sont surtout associées aux régions d'élevage. Leur position pour la protection des eaux est surtout pertinente en bordure de cours d'eau ou à l'interface entre versant cultivé et zone humide. Sur le versant, il faut tenir compte des effets tampons des réseaux de fossés associés.

(15) Principaux besoins : meilleure connaissance de la rétention et de la dégradation des pesticides ; modèle de fonctionnement (modèle de recherche, puis outil opérationnel de dimensionnement) ; règles techniques de mise en œuvre et d'entretien ; connaissance sur la relation entre la végétation de pied de haies et la dégradation des pesticides : certaines espèces jouent-elles un rôle sur dégradation ?

(16) Le type de haies (sur talus, à plat), de végétation herbacée (effet sûrement négatif du paillage plastique), structuration du réseau de haies.

(17) L'utilisation des herbicides et débroussaillants pour l'entretien des haies est à proscrire : cela nuit à leur rôle tampon et favorise le développement d'adventices qui vont participer à la colonisation des parcelles.

(18) Orienter ces structures de manière privilégiée vers une fonction tampon peut affaiblir les autres fonctions que remplissent ces dispositifs : rôle de refuge ; rôle de limitation de la propagation des pollens et semences.

(m) Fossés

Fondements scientifiques

Voir § 3.2.1.2 (rétention-dégradation) et § 3.5.3.3.

Principales limites scientifiques actuelles

Extrêmement peu d'expérimentations face à une très grande variété de situation

La végétalisation des fossés ou le maintien d'une végétation naturelle sur les parois des fossés favorise la rétention des molécules dans le réseau hydrographique lors du transfert de la parcelle vers les eaux de surface. L'effet attendu va de significatif dans le cas de faibles débits d'écoulement à probablement mineur dans le cas de forts débits à forte charge polluante. Le gain de cette action par rapport à son coût n'est pas évaluable en l'état des connaissances.

La mise en oeuvre de l'action nécessite une réglementation, des incitations au développement de structures gestionnaires des fossés et des aides à l'achat des équipements nécessaires.

Les difficultés majeures potentielles sont l'absence de responsabilités claires sur la gestion des fossés, le coût nouveau en matériel et temps de travail que générera la gestion de la végétalisation des fossés.

(n) Zones humides

Fondements scientifiques

Voir § 3.5.3.5 et 3.2.1.2. (processus)

Principales limites scientifiques actuelles

Pas d'expérimentations identifiées en France, très peu en Europe

Nombreux types

(n1) La loi sur l'eau (1992), les SDAGE ont fait de l'inventaire des zones humides une priorité. Cet inventaire doit permettre une appropriation des enjeux liés à ces zones, sans pour autant requérir leur stricte protection. Leur inventaire est en général délégué aux communes.

(n2) Leur protection, dans le cadre de programmes incitatifs volontaires, doit passer par des actions collectives, sur un bassin versant, une commune pour bénéficier d'effets territoriaux.

(n3) Leur identification est délicate, réalisée parfois par des démarches participatives, du fait de leur extension variable (variations saisonnières et inter-annuelles).

(n4) La conséquence de leur protection sur l'évolution de la qualité des eaux n'est, pour les mêmes raisons que pour les zones tampons enherbées et boisées, les dispositifs haie/talus, pas évidente à évaluer.

(n5) Le programme de recherche sur les zones humides, les SAGE ont fourni des référentiels qui peuvent être utilisables de manière très générale.

(n6) Principaux besoins : Nécessité de mettre en place des expérimentations pour acquérir une meilleure connaissance de la rétention et de la dégradation des pesticides dans ces milieux et en évaluer le pouvoir épurateur : les références existent à l'étranger mais correspondent à des conditions (en particulier climatiques) très différentes de celles de la France.

(n7) L'entretien de ces structures peut poser problème, notamment dans des phases de changements d'usages. A l'équilibre, l'écosystème doit pouvoir se passer de toute intervention humaine d'entretien.

(n8) Il faut veiller à bien identifier dans quel cas on peut orienter les zones humides vers une fonction tampon sans compromettre les éventuelles autres fonctions environnementales qu'elles sont susceptibles de jouer : biodiversité, rôle de refuge.

(o) Gestion bords de champ

Fondements scientifiques

Voir Haies

Principales limites scientifiques actuelles

Travaux sur bords de champs hors ZT et bords de cours d'eau

(o1) L'entretien chimique des bords de champs n'est pas souhaitable car cette position est généralement favorable à des transferts rapides. Si les bords de champs sont des zones tampons enherbées ou boisées, ou des dispositifs haies talus, on se reportera aux paragraphes spécifiques. Dans le cas où les bords de champ sont adjacents à des domaines en eau ou potentiellement en eau, on peut se référer : aux textes réglementaires nationaux, concernant les zones non traitées, pour les bords de cours d'eau ; aux arrêtés préfectoraux (Bretagne, par exemple) concernant les bords de champs adjacents à tout domaine potentiellement en eau (zone humide, fossé...). Sur ces domaines l'utilisation de pesticides est restreinte, voire interdite. En dehors de ces cas, il n'existe pas de textes particuliers sur la gestion des bords de champ.

(o2) Le mode de gestion des bords de champ se traduit par une diversité floristique qui peut servir d'indicateur de leur gestion. Des travaux débutent sur ce thème.

(o3) La conséquence sur l'évolution de la qualité des eaux est, pour les mêmes raisons que pour les zones tampons enherbées et boisées, les haies, talus, pas évidente à évaluer, d'autant que leur mode de gestion est très mal connu.

(o4) Principaux besoins : meilleure connaissance de la gestion des bords de champ et des conséquences en terme diversité floristique et faunistique. Le développement de recherches pour augmenter le contrôle biologique naturel est une voie pour diminuer l'utilisation de pesticides. Ce n'est pas seulement une question d'itinéraires techniques ou de système de culture sur les parcelles, mais aussi d'interactions bordures/parcelles et, plus largement, de fonctionnement au niveau de la mosaïque paysagère.

(o5) besoin de formation sur la gestion des bordures, mais aussi besoin de mise au point d'outils de machines. Des travaux sont en cours (FR CUMA Bretagne) pour mécaniser la gestion.

(o6) solution technique d'entretien mécanique dans différentes conditions à développer (clôtures...).

(p) zones non traitées (ZNT)

Fondements scientifiques

Dérive : voir c)

Ruissellement : voir k)

Principales limites scientifiques actuelles

idem

(p1) Obligation réglementaire de respecter une distance minimale de traitement par rapport au cours d'eau, fonction du profil écotoxicologique des substances (arrêté en projet). En l'absence de mention particulière, une zone de minimale de 3 m (cultures hautes) ou 1 m (cultures basses) devrait être respectée. Certaines obligations réglementaires locale (région Bretagne) vont plus loin en terme d'extension spatiale, interdisant l'application de tout produit à une certaine distance (1 mètre) de toute structure véhiculant l'eau (cours d'eau, fossé, caniveau...).

(p2) il s'agit des milieux à forte densité hydrographique (substrat imperméable). La définition « IGN » des cours d'eau peut être remplacée par une définition préfectorale, susceptible d'augmenter le linéaire concerné.

Une information devrait être fournie aux agriculteurs pour expliquer les distances choisies (1m ou 3m selon la culture) et les sensibiliser à cette problématique.

(q) Répartition spatiale des cultures

Fondements scientifiques

Voir § 3.5.3.7 : rôle indirect vis-à-vis du transfert des pesticides (action sur ruissellement, érosion)

Principales limites scientifiques actuelles

Peu de travaux (voir travaux sur le ruissellement et l'érosion)

Répartition spatiale des cultures : en plus de l'aménagement des bordures de parcelles (bandes enherbées, haies...), la répartition spatiale des cultures annuelles peut permettre de réduire les transferts de résidus vers les eaux superficielles. L'alternance sur les versants, dans les talwegs de cultures d'hiver et de cultures de printemps réduit les surfaces contributrices au ruissellement selon les périodes de fortes précipitations printanières ou estivales.

6.2.5. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de mise en oeuvre pour le niveau d'objectifs T

Les notes entre parenthèses (a1...) se réfèrent aux commentaires du texte dans la section 6.2.

Objectifs	Actions/options techniques	Instrument	Outils évaluation	Conditions de mise en oeuvre	Formation/information	Problèmes potentiels une fois la mesure en place
Adapter les usages aux conditions de milieu	Assortir les AMMs de restrictions d'usages en fonction de conditions de milieu type, associées à des risques de persistance ou de transfert ou encore d'impact a(1).	Réglementation (a2) Enregistrement des pratiques (a3)	Contrôle SRPV et/ou (a4) BCAE/monitoring (a5)	Recherche sur les risques associés à la typologie des milieux (a6) Recherche sur les modalités d'apparition d'impacts sur le terrain (écotoxicologie) (a7) Renforcement des structures administratives impliquées dans l'évaluation des risques en amont des AMM (a8)	Agriculteurs Conseillers (a9)	Aucune MA homologable pour un usage donné dans les milieux "à risque" (a10) aides spécifiques ICHN (a11)
Limiter les transferts à l'application	Au niveau des techniques d'épandage					
	Améliorer les propriétés des préparations des substances actives : *Adapter les formulants (adjuvants) pour l'optimisation de la taille, de la densité des gouttes en fonction des applications et des techniques de pulvérisation et pour limiter les pertes de pesticides par volatilisation des gouttelettes (sans engendrer de trop grosses gouttes)(b1) *Augmenter l'adhésion et la mouillabilité des produits à traitement foliaire (b2) *Augmenter le taux de pénétration foliaire en fonction du mode d'action (b3) *Augmenter la résistance à l'abrasion des formulations granulées et des traitements de semences (b4) *Réduire la taille des microcristaux des substances actives et favoriser les solutions vraies (b5) *Conditionner les préparations pour réduire les manipulations lors de la préparation des bouillies et limiter les résidus dans les emballages (forme, conditionnement avec pré-dosage, viscosité) (b6) *Prise en compte accrue des formulants et de l'état des substances actives dans les préparations lors de l'évaluation des risques environnementaux (b7)	Incitation industrielle (b8) Homologation (b7)	Observatoire de l'évolution des pratiques (type de préparation, utilisation d'adjuvants) (b10) Tests d'efficacité (b2, b3) Contrôle du taux de poussières en conditions d'utilisation (b4)	Recherche technologique (b8) Réseau d'expérimentation (b10)	Formulateurs (b8) Opérateurs (b9) Conseillers (b9) Formation applicateurs (b9)	Augmentation du coût Augmentation de la technicité Hétérogénéité des pratiques

	Améliorer techniques et conditions d'application *Réglage (c1) et qualité des appareils (c2) *Limitation-dérive (choix buses-adjuvants) (c3) *Traitements localisés (c4) *Désherbage mixte (c4) *Evolution technologique des appareils (procédé, automatismes) (c5)	Réglementation (c6) Procédures (c7) Enregistrement (c8)	Contrôle des appareils (c9) Contrôle des applications (c10)	Recherche technologique (c11)	Opérateurs Conseillers Constructeurs Concessions Firmes (c12)	Temps à y consacrer (c13) Augmentation du coût des appareils (c14)	
Limiter les transferts post-application dans la parcelle	Choix de pratiques culturales et SDC						
	Caractéristiques et formulation des substances actives : *Augmenter l'adhésion et la mouillabilité des produits à traitement foliaire pour diminuer le lessivage des feuilles (d1) * Utiliser des formulations ou des techniques (granulés, injection dans le sol, incorporation) diminuant les pertes par volatilisation pour les substances actives à pression de vapeur élevée (d2) *Réduire la taille des microcristaux des substances actives et favoriser les solutions vraies pour diminuer les pertes par ruissellement et érosion (d3) *Préférer d'autres formulations aux poudres mouillables, aux granulés à disperser et aux concentrés émulsionnables (d4)	Incitation industrielle (d1, d3)	Observatoire de l'évolution des pratiques et des choix de produits (d2, d4)	Recherche technologique (d1,d2, d3) Réseau d'expérimentation (d4)	Formulateurs (d1, d2, d3) Opérateurs (d2, d4) Conseillers (d4) Formation applicateurs et conseillers (d2, d3)		
	Dates d'épandage en fonction des types de sols et de l'état du milieu (e1, e2) . Exemples : - sols hydromorphes : substitution de novembre à mars ; - sols argileux : substitution si sol sec (fentes de retrait)	-réglementaire (e3) -programmes volontaires (MAE) dans certaines zones (e4)	Contrôle Monitoring		Typologie des milieux, connaissance des modes de transfert locaux (e6)	Formation initiale des agriculteurs (e7) -conseil (e5)	Manque de substances actives utilisables (e8)
	Travail du sol et techniques associées en cultures annuelles : * Eviter les TCS en système drainé * Laisser les résidus de cultures en TCS * Favoriser les TCS sur les parcelles sensibles au ruissellement de printemps (f1). * Favoriser le désherbage mécanique, le désherbage mixte (f2). Le binage, sans restriction de l'apport de produits, n'a qu'une efficacité limitée et variable.	programmes volontaires (f3)	Observatoire de l'évolution des pratiques Monitoring		Typologie des milieux, connaissance des modes de transfert locaux	Sensibilisation et formation agriculteurs Conseils pour l'adaptation du travail du sol aux modalités de transfert	Evolution du complexe parasite sous non labour Surcoûts de désherbage Pertes d'efficacité des traitements des sols Augmentation des taux de volatilisation

	Travail du sol et techniques associées en cultures pérennes - éviter le désherbage chimique en plein (g1) - favoriser le labour si risques modérés d'érosion favoriser l'enherbement intra-parcellaire si concurrence avec la culture pérenne n'est pas rédhibitoire (g2)	- programmes volontaires (g3) : aides incitatives pour achat nouveaux outils	Observatoire de l'évolution des pratiques Monitoring	Typologie des milieux, connaissance des modes de transfert locaux et des interactions culture-enherbement	Sensibilisation et formation agriculteurs Conseils pour l'adaptation du travail du sol aux modalités de transfert	Erosion Concurrence pour l'eau et l'azote entre culture pérenne et enherbement Augmentation de la mécanisation et du temps de travail
	Amendements organiques * Diminution de la mobilité des pesticides dans le sol par augmentation de leur teneur en MO (h1) * Augmentation de la dégradation des pesticides par stimulation de l'activité microbienne (h2)	Incitation pour l'utilisation Contrôle de la qualité des amendements	Observatoire de l'évolution des pratiques Monitoring	Typologie des amendements organiques et des effets (h3) Typologie des besoins en MO des sols	Sensibilisation et formation agriculteurs et conseillers	Augmentation de la persistance des pesticides Augmentation de l'infiltrabilité des sols et des flux de percolation
	Gestion des intercultures : raisonner le désherbage dans la rotation avec dimension travail du sol inter culture, faux semis	- réglementaire en ZAC (i5) - accords privés (i6) hors ZAC - conseil et formation agriculteurs et prescripteurs	Enquêtes, monitoring	Articles de presse, sessions de formation (disponibles)		Contexte découplage et baisse des prix favorables
	Application du principe de substitution (j1)	Réglementation (j2) ou conseil post-homologation et enregistrement des pratiques dans le cadre de programmes volontaires (j3)	Contrôle SRPV et/ou (j4) BCAE/monitoring (j5)	Evaluation comparative des substances (j6) ou des produits par usage (j7) ou formation des conseillers et agriculteurs (j8) Renforcement des structures administratives impliquées dans l'évaluation des risques en amont des AMM (j9)	Conseillers Agriculteurs (j8)	Peut s'avérer inefficace dans certains cas si effectuée au niveau des matières actives (j10) Peu compatible avec le principe de reconnaissance mutuelle et peu flexible si réalisée au niveau des préparations (j11) Offre peu de possibilités de contrôle si effectuée par les utilisateurs de produits (j12)
Piéger les fuites au-delà de la parcelle	Gestion des éléments du paysage					
	Implantation de Bandes enherbées et boisées	- réglementaire : BCAE (k1) - incitatif volontaire : MAE (k2)	- Contrôle mise en place (k3) - Efficacité : suivi de l'évolution de la qualité des eaux sur les BV pilotes (k4)	-BCAE "bords de cours d'eau" : RAS - BCAE autres "situations pertinentes" et MAE : diagnostic voies de transfert (k5) - Développer les connaissances (k6)	- Diagnostic (k7) - Règles pratiques de mise en œuvre (k8)	- Efficacité inégale (k5) - perte de surface (k9)
	Implantation haies	- réglementaire (l1) - programmes incitatifs volontaires (l2)	- Contrôle mise en place (l3) - Efficacité : suivi de l'évolution de la qualité des eaux sur les BV pilotes (l4)	- référentiels en cours d'élaboration (l5) - Développer les connaissances (l6)	- Règles pratiques de mise en œuvre (l7)	- entretien (l8) - antagonique avec d'autres fonctions que le contrôle des fuites (biodiversité...) (l9)

Fossés Favoriser le maintien d'une végétalisation contrôlée des fossés	- réglementaire (m5) - incitatif au plan financier	Monitoring, mais par qui ?	- prise en charge partielle par les communes pour les fossés majeurs - Constitution d'ASA pour la gestion des réseaux de fossés	Information	- investissement en matériel d'entretien des fossés (engins de coupe notamment) - temps de travail à mobiliser pour entretien et surveillance
Zones humides	- réglementaire (n1) - programmes incitatifs volontaires (l2)	- Contrôle mise en place (n3) - Efficacité : suivi de l'évolution de la qualité des eaux sur les BV pilotes (n4)	- Référentiels (n5) - Développer les connaissances (n6)	- Règles pratiques de mise en œuvre (n7)	- antagonique avec d'autres fonctions que le contrôle des fuites (biodiversité...) (n8) - préservation : ICHN
Gestion bords de champ	- Réglementaire dans certains cas spécifiques (o1)	Diagnostic biodiversité (o2) Efficacité : suivi de l'évolution de la qualité des eaux sur les BV pilotes (o3)	- Développer les connaissances (o4)	- formation (o5)	- entretien (o6)
zones non traitées (ZNT)	Réglementaire (Arrêté AMM) (p1)	Contrôle présence dans les sols	- Renforcement Police	- Etiquette - Sensibilisation des applicateurs	- nombre limité de produits disponible dans certains milieux (p2)
Répartition spatiale des cultures	accords privés (q5)				

6.3. Niveau d'objectifs R : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation

L'utilisation de pesticides a été un élément incontesté de la progression de la production agricole au cours des 30 à 40 dernières années. Des outils de plus en plus performants d'aide à la décision ont été mis en œuvre permettant de passer d'applications selon un calendrier pré-établi à un raisonnement de plus en plus accru de la mise en œuvre de traitements phytosanitaires. Des marges de progrès existent néanmoins (cf. sections 2.5, 4.2.2, 4.3.3.1...) que nous tenterons d'illustrer en discutant les conditions de mise en œuvre dans la partie qui suit.

Ce niveau d'action peut être décliné en 6 objectifs:

- 1) Mieux apprécier la pertinence du traitement, ou du programme de traitement
- 2) Choisir le produit le plus adapté
- 3) Cibler, améliorer l'efficacité du traitement
- 4) Mieux gérer les risques d'apparition de résistances
- 5) Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils
- 6) Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils

Après avoir justifié et explicité le contenu de ces sous-objectifs, nous avons regroupé au sein de tableaux synthétiques, les moyens d'action et conditions de mise en œuvre. Un dernier tableau résumant les différentes mesures existantes se trouve en fin de cette section.

6.3.1 Mieux apprécier la pertinence du traitement ou du programme de traitement

Deux actions pourraient être envisagées :

La première concerne l'information nécessaire à la prise de décision, en particulier l'information sur l'état des populations de bio-agresseurs. Cette information a une dimension plus ou moins locale, elle est coûteuse à collecter, et elle peut être plus ou moins valide selon la robustesse de la procédure d'échantillonnage qui est adoptée. Actuellement, cette information est fournie en partie par les Services de la protection des végétaux, des chambres d'agriculture, des centres techniques, sans que cela ne soit toujours coordonné. Elle concerne une échelle plus large que l'exploitation agricole et n'est pas suffisante pour une décision à l'échelle de la parcelle, voire du groupe de parcelles. Elle permet néanmoins d'alerter sur un risque potentiel et d'amener l'agriculteur à vérifier l'état de sa (ses) parcelle(s), niveau pertinent pour une prise de décision.

Il est souhaitable d'encourager toute initiative débouchant sur une meilleure connaissance de l'état sanitaire des cultures à l'échelle de la parcelle. Il est possible que cette information soit fournie par un prestataire privé ("scouts" ou dépisteurs exerçant un diagnostic et une évaluation sur le terrain, laboratoires de détection et de diagnostic). Une aide à la création de tels services peut être justifiée et sous réserve de respect de cahier des charges, certaines activités à intérêt collectif pourraient être rémunérées au-delà de prestations versées par les agriculteurs. En particulier, une contre-partie intéressant les pouvoirs publics serait la mise en commun d'une partie des informations collectées et l'utilisation de bases de données ainsi constituées. Il serait alors possible d'analyser l'évolution des problèmes phytosanitaires face aux pratiques et aux aléas ou évolution du climat et de s'en saisir pour définir des priorités d'action, que ce soit quant aux mesures à prendre en terme de prévention, d'anticipation de problèmes, d'évolution et de définition des priorités de la politique de recherche dans le domaine.

Un effort doit être fait également dans la mise au point d'outils d'aide à la décision. Le Service de la protection des végétaux a fortement contribué à la mise à disposition de modèles dont il serait utile de prolonger l'utilisation pour une prévision et un avertissement à la parcelle. Il est important que les

pouvoirs publics ne se désengagent pas de la conception de ce type d'outil, et encouragent des partenariats entre Recherche, Service de la protection des végétaux et Instituts techniques. Une expertise ainsi maintenue dans ce domaine pourra alors exercer un regard critique sur de nombreux modèles aujourd'hui proposés sans qu'ils aient parfois fait l'objet d'études indépendantes quant à leur représentativité et leur domaine de validité.

La deuxième concerne la connaissance, l'expertise, dont doit disposer l'agriculteur pour mieux apprécier la pertinence d'un traitement ou d'un programme de traitement. Le cas échéant, cette connaissance peut être incorporée dans un outil d'aide à la décision (cf. ci-dessus) ou elle peut être apportée par un conseiller agricole.

Des modules de formation sur la connaissance des pesticides, leurs usages et conditions d'utilisation ainsi que sur les risques qui en découlent doivent être proposés aux utilisateurs. Il est souhaitable de rendre ces formations obligatoires et de conditionner l'achat et l'application de pesticides à la détention d'un certificat obtenu à l'issue de ces formations.

Les services techniques de conseil à l'utilisation des pesticides doivent être développés et il serait logique que comme en santé humaine, ce conseil, voire cette prescription, soit indépendant de la vente des produits.

Afin que les conseils prodigués soient le plus objectif possible, il est également nécessaire de mieux connaître les fonctions de dommage des principaux bio-agresseurs auxquelles les cultures sont confrontées. La notion de seuils de nuisibilité doit être revisitée et prendre en compte la diversité des situations de production pour un couple plante - bio-agresseur donné ou pour une ensemble de bio-agresseurs affectant une culture. Un effort de recherche est nécessaire pour construire des modèles de nuisibilité, intégrant la dimension économique.

Afin que ces conseils soient réellement suivis, notamment lorsqu'il s'agit de conseils visant à retarder ou annuler une application de pesticides, des études sont sans doute nécessaires pour mieux évaluer les déterminants des choix des agriculteurs (ex : aversion au risque). En fonction des situations (sensibilité de l'écosystème, enjeu économique important lié au risque phytosanitaire considéré) il peut être justifié de mettre en place des systèmes de contrats d'assurance (cf. chapitre 5).

6.3.2. Choisir le produit le plus adapté

Le choix du produit le mieux adapté à une situation de risque donné implique pour les agriculteurs d'améliorer leurs capacités de diagnostic et d'identification des bio-agresseurs à combattre (cf. ci-dessus) mais aussi de disposer d'éléments d'informations permettant d'identifier les produits phytosanitaires susceptibles d'apporter une efficacité adaptée au risque tout en générant des effets non intentionnels restreints sur la santé ou l'environnement.

Une première action consiste à mettre à la disposition des décideurs d'interventions phytosanitaires des informations sur les produits qu'ils choisissent. Ces informations concernent l'efficacité des produits homologués utilisables dans une situation phytosanitaire donnée (un ou plusieurs bio-agresseurs ciblés), leur effets secondaires répertoriés (santé, environnement, résistance). Ces informations doivent être objectives, synthétiques et facilement accessibles (via des site web par exemple). L'objectif est de permettre au décideur de choisir, à niveau de protection comparable, les produits les moins nocifs. Actuellement, les ouvrages (index ACTA) ou sites existants comme e-phy (MAP) limitent les informations aux mentions réglementaires figurant sur les étiquettes et ne permettent pas de comparaisons multicritères des produits. Des outils d'aide au choix multicritère des pesticides sont en cours de développement (Décid'herb dans le domaine des herbicides). De tels outils devraient être développés pour les autres types de pesticides. En complément de cette information sur les usages des pesticides, il est recommandé d'offrir, simultanément, toute information sur les méthodes préventives ou alternatives à leur utilisation.

Une deuxième action concerne l'évaluation de la mise en œuvre de ces pratiques. Il est proposé que soient portées sur le cahier d'exploitation toutes les indications spécifiques permettant une analyse : outils de diagnostic et de choix de produits utilisés pour décider chaque intervention phytosanitaire

(cible, produits utilisés, dates et lieux de traitement, quantités utilisées, résultat obtenu). Ces indications rendues obligatoires pour les entreprises qualifiées au titre de l'agriculture raisonnée, devraient être étendues à toutes les exploitations. Dans un premier temps elles pourraient être réalisées sur quelques parcelles représentatives de l'exploitation. Ces données, analysées avec l'aide de services techniques compétents pourraient être mutualisées à l'échelle d'un groupe d'exploitations agricoles avec un objectif d'auto-évaluation et d'autoformation. (voir aussi les objectifs 5 et 6 sur ce point).

6.3.3. Cibler, améliorer l'efficacité du traitement

Les numéros entre parenthèses renvoient aux différents points du tableau de synthèse.

La localisation des traitements permet a priori de réduire au strict minimum la dose apportée à l'hectare (1). En désherbage, il est par exemple possible de réduire fortement la quantité d'herbicides appliquée (2/3 en viticulture) en ne traitant que sous le rang, l'inter-rang est alors enherbé ou travaillé mécaniquement. En post levée, il serait souhaitable aussi de ne traiter que les taches d'adventices. De même les traitements fongicides ou insecticides peuvent être localisés sur les cibles (feuilles, fruits). Ces différentes solutions nécessitent généralement une plus grande spécialisation des appareils de traitement ou un montage sur des appareils réalisant d'autres opérations (semoir, bineuses...) (5). Un renouvellement du parc (13) et un certain nombre de développements technologiques (11) s'avèrent nécessaires.

Le suivi des conditions météorologiques (2) permet de prévoir l'évolution des bio-agresseurs ou l'efficacité d'un traitement. Les traitements par vent trop important, par hygrométrie trop faible, par température trop basse ou trop élevée selon le type de pesticide ou lorsqu'un épisode pluvieux est prévu doivent être proscrits. Des intervalles de conditions climatiques optimales pour chaque produit sont alors à définir en dehors desquels les traitements deviennent inutiles car inefficaces. L'enregistrement des pratiques (7) est alors essentiel afin de vérifier la validité des seuils imposés (6). Il y a nécessité aussi d'enregistrer les paramètres climatiques observés pour justifier la décision.

L'adéquation entre la dose épanchée et l'efficacité du traitement (3) est essentielle pour limiter l'usage des produits. L'évolution des performances des épandages est ici nécessaire. Cela pourra conduire à une spécialisation des appareils. Ainsi, les traitements face par face, qui permettent d'optimiser les dépôts sur les feuillages devraient être privilégiés malgré leurs coûts plus importants (15). Par ailleurs, quels que soient leurs types, les pulvérisateurs devront être contrôlés ce que prévoit l'actuel projet de Loi sur l'eau (18). Ensuite, leurs réglages pourront être optimisés grâce à des procédures qui doivent être écrites (7). En culture pérenne par exemple, il sera alors possible de réduire la dose en fonction du stade végétatif, notamment en début de végétation (10). Des recherches seront encouragées pour définir les meilleures combinaisons entre mode d'épandage et stade de la végétation qui permettent d'optimiser réduction des quantités appliquées et efficacité en mettant l'accent sur les produits les plus toxiques.

Parallèlement, il est indispensable de développer des actions de formation des agriculteurs pour une meilleure utilisation de leurs appareils (16). Les inspections des pulvérisateurs qui seront réalisées par des techniciens qualifiés et "neutres" (17) pourront constituer d'excellentes opportunités pour des opérations de conseils ou de formation. Les carnets d'entretien et de réglage des pulvérisateurs (9) sont alors des outils indispensables de mise en œuvre des procédures et d'analyses des progrès réalisés.

En terme de bilan, l'augmentation des coûts (investissement, temps, formations) ne sera possible que si les gains réalisés sur les quantités épanchées sont suffisants (12).

6.3.4. Prévenir l'apparition des résistances aux pesticides

L'apparition de résistances aux substances actives utilisées conduit à des pertes d'efficacité, à l'augmentation de doses utilisées et, à terme, à la disparition de substances actives pouvant générer des

impasses de protection phytosanitaire dans certains cas. La gestion des résistances passe par trois types d'actions prioritaires :

Il est tout d'abord primordial d'éviter d'avoir une pression de sélection trop forte sur les bio-agresseurs. Les options techniques de limitation du nombre de traitement ou d'alternance passent par une prise en compte des problèmes de résistance dans l'homologation et la généralisation des conseils sur les stratégies anti-résistances. En parallèle, une vérification des pratiques avec une incitation aux bonnes pratiques et une obligation au respect des règles doivent être assurées. Il peut être nécessaire, dans certains cas, de conserver des zones refuges sans traitement permettant aux populations sensibles de se maintenir afin d'éviter la généralisation des résistances.

Les recherches sur les mécanismes de résistances des bio-agresseurs aux pesticides doivent être encouragées ainsi que les monitorings sur le terrain. Les collaborations entre INRA, SPV et Instituts techniques, dans ce domaine, notamment via les "notes communes" doivent être maintenues et encouragées.

Les risques importants d'apparition de résistance dans des situations données peuvent justifier la mise en œuvre, temporaire, de méthodes ou stratégies alternatives à l'utilisation des pesticides, telles que celles développées dans le niveau d'objectifs "S", même si elles présentent une moindre efficacité. Des accompagnements spécifiques peuvent alors être proposés, que ce soit en terme de formation, de conseil, voire d'aide financière en fonction de surcoûts liés aux changements de pratiques préconisés.

6.3.5. Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils

Ce point n'est pas spécifique à ce niveau d'objectif et a déjà été abordé précédemment. Il est important d'encourager les agriculteurs à consigner toute intervention technique en associant à cette information, d'une part les critères ayant justifié ces actes et l'évaluation du résultat obtenu. Outre une meilleure connaissance des pratiques, de leurs déterminants et de leur résultat, à l'échelle d'une petite région ou d'un bassin versant utilisable par un ensemble d'acteurs du monde agricole, une telle démarche doit offrir une base d'échanges techniques entre agriculteurs et conseillers, d'auto-évaluation et d'auto-formation. Pour cela, il est nécessaire que soit très rapidement et de manière significative renforcée la création d'emplois de conseillers techniques agricoles prenant en charge ces tâches d'analyse et de formation (cf. point 6.3.6 suivant).

Le plus simple à mettre en œuvre, dans un premier temps, est certainement de renforcer ce qui se fait actuellement sur certains bassins versants, en fixant un cahier des charges et en proposant des méthodes d'enquêtes et d'analyse des pratiques et des conseils. Il semble aussi important de renforcer le suivi national quinquennal des pratiques agricoles réalisé par le SCEES en élargissant, en particulier, la collecte d'information sur les pratiques ayant une influence sur l'état sanitaire des cultures.

6.3.6. Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils

Il est significatif de voir que l'enregistrement des pratiques n'est le plus souvent pas une obligation. Dans les quelques cas où cela le devient, il s'agit uniquement d'une obligation de saisie. Il n'est jamais fait mention d'une valorisation quelconque de ces enregistrements ni par l'agriculteur, ni par un tiers. L'enregistrement des pratiques ne se trouve donc justifié que par rapport à un contrôle éventuel, alors qu'il devrait être valorisé comme élément de connaissance, d'analyse et d'aide à l'amélioration des pratiques (cf. point 6.3.5 précédent).

6.3.7. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de leur mise en œuvre pour le niveau d'objectifs R

Tableau 6.3-1. Synthèse sur l'objectif "Mieux apprécier la pertinence du traitement ou du programme de traitement"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
<ul style="list-style-type: none"> - Promouvoir un système d'observation des bio-agresseurs au niveau de la parcelle (scouting) - Systématiser/mieux organiser les outils d'avertissement- 	<ul style="list-style-type: none"> - Systèmes d'alerte Aide à l'emploi de dépisteurs. - Outils de détection et de diagnostic 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement de données (fréquence de traitement, utilisation d'indicateurs) - Vérifier s'il n'y a pas des effets de long terme sur la taille de la population de bio-agresseur. 	<ul style="list-style-type: none"> - Définir/améliorer des méthodes fiables, validées d'échantillonnage/observation des bio-agresseurs (pour faire des bilans de campagne). Procédure d'agrèage de récolte. - Scout, dépisteur : système collectif indépendant du vendeur de produit (réalisant aussi la prescription?) - Renforcement des moyens de la PV, favoriser la coordination entre les différentes institutions. 	<ul style="list-style-type: none"> - Impact et résistance de la distribution / biais dans la fourniture de conseil - Risque d'accumulation de bio-agresseurs - Application plus délicate des notions de seuils dans le cas du désherbage - Nécessité de réactivité forte lorsque les seuils sont dépassés 	<ul style="list-style-type: none"> - Formation à l'échantillonnage - Formation à la reconnaissance de bio-agresseurs et à leur biologie - Formation à la reconnaissance des auxiliaires et à leur rôle dans la régulation des bio-agresseurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Système d'alerte: PIM35, AR40 - Visites de parcelles: AR30 - Formation à l'échantillonnage: UE6, PIM33
<ul style="list-style-type: none"> - Utiliser les seuils de déclenchement ou les outils d'aide à la décision, évaluation du risque - Système pour bien gérer des impasses 	<ul style="list-style-type: none"> - Validation scientifique des outils - Libre accès aux modèles et outils d'aide à la décision - Réseau de parcelles de référence - Collectes de données, cahier d'enregistrement des pratiques avec justifications - Système d'assurance 		<ul style="list-style-type: none"> - Comblent les connaissances sur les fonctions de dommage - Déterminer/actualiser régulièrement les seuils - Mieux connaître les déterminants du choix de l'agriculteur (son comportement face au risque, processus de décision) 		<ul style="list-style-type: none"> - Formation des agriculteurs et des conseillers agricoles 	<ul style="list-style-type: none"> - Formation: UE6, PIM33 - Connaissance des seuils: MAE0801A, PAE0904A, PIM27 - Système d'assurance: UE2

Tableau 6.3-2. Synthèse sur l'objectif "Choisir le produit le plus adapté"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
Mieux caractériser les cibles (gamme des bio-agresseurs) à atteindre (cf. point précédent)	<ul style="list-style-type: none"> - Appui technique à l'exploitation - Développement de nouveaux outils de détection des bio-agresseurs et de diagnostic des risques - Laboratoires et services spécialisés facilement consultables - Subventionner les analyses s'il y a un gain environnemental direct (bassin versant). 	<p>Cahier d'exploitation portant des mentions spécifiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> - bio-agresseurs identifiés et méthodes utilisées - rapports ou bilans d'analyses ou de consultations (spécialistes, labos, sites web) - justification du choix des produits utilisés (outils utilisés, bilan des conseils reçus) 	<ul style="list-style-type: none"> - Techniciens indépendants bien formés au diagnostic - Chercheurs diagnosticiens en santé végétale - Elaboration de kits pour une gamme élargie de bio-agresseurs - Coût de l'analyse acceptable du point de vu économique - Diffusion d'ouvrages spécialisés par cultures 		Mieux savoir observer, interpréter	
Mieux évaluer la balance bénéfique / risque liée au choix des produits pour réduire l'utilisation de certains produits jugés dangereux	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboration de bases de données (site web) facilitant la comparaison et le choix des produits homologués par usage (efficacité et risque) - "labelliser" les produits commerciaux (genre repérage par écolabel) - Taxe différenciée selon la toxicité du produit 		<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilité et diffusion de données issues de l'homologation - Inclusion d'exigences spécifiques dans les référentiels techniques de l'agriculture raisonnée - Faire mention, dans la base, des mesures alternatives envisageables par usage - Site e-phy (MAAPAR) - Avertissements agricoles : conseils également sur la bases des effets environnementaux des produits 	<ul style="list-style-type: none"> - Associer trop souvent lutte et choix d'un produit à l'exclusion de mesures préventives - Risque de choisir toujours le même produits ou famille de produits engendrant l'apparition de résistance. 	Mieux connaître les produits phytosanitaires, les mesures préventives, les méthodes alternatives	<ul style="list-style-type: none"> - Information sur les produits: PIM23, PIM24, PIM9 - Redevance pesticide: PIM29 - Retrait des produits les plus dangereux: PIM13 - Enregistrement des pratiques: AR5

Tableau 6.3-3. Synthèse sur l'objectif "Cibler, améliorer l'efficacité du traitement"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
<ul style="list-style-type: none"> - Localiser les traitements(1) - Suivre les conditions météorologiques (2) - Adapter les doses/ quantités épandues en fonction de la situation sanitaire et l'état de la végétation (3) 	<ul style="list-style-type: none"> - Adaptation des stratégies de lutte (4) - Spécialisation des matériels de traitement (5) - Référentiel sur les seuils admissibles (6) - Procédures de réglages (7) 	<ul style="list-style-type: none"> -Cahiers d'enregistrement des pratiques (7) -Carnet d'entretien et de réglage du pulvérisateur (8) 	<ul style="list-style-type: none"> - Evolution des stratégies de lutte (9) - Définition des conditions de modulation des doses (10) - Développements technologiques (11) - Réduction des dépenses en intrants suffisantes pour compenser l'augmentation du coût matériel (12) 	<ul style="list-style-type: none"> -Renouvellement du parc de matériel (13) -Temps à y consacrer (14) -Coût des appareils de traitement (15) 	<ul style="list-style-type: none"> - Des agriculteurs pour l'utilisation des matériels et le calcul de doses (16) - Des techniciens de terrain (17) 	<ul style="list-style-type: none"> - (18) Pulvérisateur (réglage, entretien, contrôle): UE5, PIM37, AR41, AR42 - Loc. traitements: MAE08011A - Pas de désherbage inter rangs: MAE0304A

Tableau 6.3-4. Synthèse sur l'objectif "Mieux gérer les résistances : réduire ou diversifier la pression de sélection"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
<ul style="list-style-type: none"> - Alternier les matières actives dans le temps ou l'espace et/ou les associer - Limiter le nombre d'application par matière active ou par famille - Eviter les traitements répétés à dose très faible avec la même matière active 	<ul style="list-style-type: none"> - Limite maxi du nombre défini de traitement par parcelle et par an, pour une matière active - Taxe (redevance) sur pesticides montrant débuts de résistance - Aide financière au maintien de zones refuges 	<ul style="list-style-type: none"> - Enregistrement des pratiques sur un cahier d'exploitation - Monitoring des résistances pour déterminer les limitations d'usage à instaurer 	<ul style="list-style-type: none"> - Caractérisation des mécanismes de résistance des bio-agresseurs - Disposer d'une diversité de matières actives et de familles chimiques contre un même bio-agresseur - Messages convergents des différentes sources de conseil - Partage d'expérience sur échecs et réussites 	<ul style="list-style-type: none"> - Résistances croisées à différents pesticides - Si bio-agresseur mobile, obligation de lutte collective - Nécessité de moyens (financiers et humains) pour le contrôle des pratiques 	<ul style="list-style-type: none"> - des laboratoires SPV pour le diagnostic des résistances - des techniciens réalisant le conseil sur les risques de résistances (mécanismes...) - des utilisateurs pour une meilleure connaissance des risques et des pesticides (cibles, mode d'action...) 	<ul style="list-style-type: none"> - Restriction d'homologation (Directive 91/414 CE)
Utiliser la prophylaxie et des méthodes alternatives aux pesticides	<ul style="list-style-type: none"> - Mesure incitatives financières temporaire (type MAE) pour faciliter l'apprentissage de l'agriculteur 	<ul style="list-style-type: none"> - Enregistrement des pratiques sur un cahier d'exploitation 	<ul style="list-style-type: none"> - efficacité suffisante des alternatives par rapport au chimique 	<ul style="list-style-type: none"> - peu d'alternative aux pesticides pour certains pathosystèmes 	<ul style="list-style-type: none"> - des agriculteurs aux méthodes alternatives 	
Ménager des zones et périodes refuges		<ul style="list-style-type: none"> - Déclaration des surfaces de zones refuge 	<ul style="list-style-type: none"> - Tolérance de présence de populations sensibles 	<ul style="list-style-type: none"> - Tolérance zéro pour certains bio-agresseurs 		

Tableau 6.3-5. Synthèse sur l'objectif "Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
Assurer une veille territoriale sur les pratiques	- Enquêtes SCEES renforcées dans leur valorisation (et dans leur champ d'action : y intégrer l'arboriculture, la vigne et le maraîchage).	- Indicateurs type "fréquence de traitement" IFT danois, au lieu de nombre de traitement - Analyse agronomique sous l'angle "grands modes de conduite" - "monitoring" sur quelques matières actives particulièrement "à risque"	- Nécessité d'un retour rapide des résultats ("monitoring") - Elargissement de l'enquête à d'autres cultures - Assurer le lien avec les données Teruti des années précédentes (succession des cultures sur la parcelle enquêtée)	- Secret statistique et accès à l'information - Moyens humains à dégager pour l'analyse	- Formation des agents du SCEES à l'analyse agronomique de bases de données	- Enregistrement des pratiques: AR5, AR31 - Collecte des données: UE4 - Evaluation des pratiques: UE1, UE8, PIM27
Assurer une veille territoriale sur les conseils	- Recenser les outils d'aide à la décision proposés - Enquêtes auprès des conseillers technico-commerciaux sur les outils et méthodes utilisés pour bâtir le conseil	- Indicateur d'évolution des Outils d'Aide à la Décision (OAD) proposés par catégorie (OAD pour décider d'un traitement, OAD approche globale, OAD performances environnementales) et par culture	- Une instance type groupe CORPEN qui émet un avis à partir d'un dossier technique ? - "labellisation" des outils ?	- Gestion de la concurrence / transparence - Moyens humains et financiers		
Diagnostic sur les bassins versant (BV) régionaux, et suivi des pratiques	- Diagnostic et suivi obligatoires - Enregistrement des pratiques obligatoires, avec transmission des informations à l'animateur	- Evolution des pratiques à risque - Performance environnementale des pratiques sur les BV	- Fournir une méthode de diagnostic	- Financement	- Formation des animateurs au diagnostic de BV	

Tableau 6.3-6. Synthèse sur l'objectif "Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils"

Actions/options techniques	Instrument	Outils d'évaluation (technique / environnemental)	Conditions de mise en oeuvre	Problèmes potentiels	Formation	Mesures existantes ou déjà envisagées
Agriculteur : enregistrement annuel des pratiques et évaluation par mise en oeuvre d'un "tableau de bord" indicateurs	Conditionner les aide sur l'enregistrement des pratiques, et le calcul d'un indicateur (lorsque celui-ci est disponible et fiable sur la culture)	<ul style="list-style-type: none"> - Indicateur de moyens : nombre d'agriculteurs élaborant un tableau de bord - Indicateurs de résultats : synthèse des tableaux de bord 	<ul style="list-style-type: none"> - Proposer un outil simple de saisie des pratiques, facilitant le calcul des indicateurs - Proposer les indicateurs pertinents pour le tableau de bord et des valeurs de "référence" - Outil unique de saisie - Promouvoir un travail de groupe autour de la question (animation) 	<ul style="list-style-type: none"> - Accompagnement, animation : qui ? - Multiplicité des saisies des pratiques si plusieurs cultures avec cahiers des charges 	<ul style="list-style-type: none"> - Formation de groupe 	<ul style="list-style-type: none"> - Enregistrement des pratiques: AR5, AR31
Centre de gestion : calcul annuel à partir des données comptables d'un indicateur IFT à l'exploitation et à l'ha de terres arables		<ul style="list-style-type: none"> - Evolution interannuelle de l'indicateur et analyse de groupes à l'image des analyses de marges - Synthèse sur l'ensemble des adhérents 	<ul style="list-style-type: none"> - Fournir au CER le mode de calcul de l'indicateur 		<ul style="list-style-type: none"> - Fiche technique aux CER détaillant les modalités du calcul et les objectifs 	

Tableau 6.3-7. Liste des mesures prévues ou proposées dans le cadre de différentes démarches incitatives ou réglementaires, ayant un lien avec le niveau d'objectifs R

Stratégie thématique UE	Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides*	Agriculture Raisonnée	MAE (issues du PDRN 2002)
<ul style="list-style-type: none"> - Amélioration de la connaissance des risques par collecte et analyse de données économiques relatives à l'utilisation des PPP et des solutions de remplacement - Systèmes d'assurance améliorés, garantissant une indemnisation en cas de pertes, afin de minimiser les applications préventives - Notification aux autorités nationales par les producteurs et distributeurs de PPP des quantités produites et importées/exportées - Renforcement des travaux sur la collecte des données concernant l'utilisation - Introduction d'un système d'inspection technique régulière du matériel d'application - Système obligatoire d'éducation, de sensibilisation, de formation et de certification pour tous les utilisateurs de PPP - Introduction du principe de substitution - Rapports d'avancement des programmes nationaux avec indicateurs 	<ul style="list-style-type: none"> PIM9 - Evaluation comparative des produits pour un même usage PIM12 - Substitution pour les substances dangereuses PIM13 - Retrait du marché de 10 pesticides prioritaires PIM20 - Accentuer le contrôle distribution / utilisation de pesticides PIM23 - Etiquetage des produits PIM24 - Mise en ligne des fiches de données sécurité PIM25 - Formation des salariés tous les 5 ans PIM26 - Formation agricole PIM27 - Elaboration de guide de références "BPA", indicateurs d'écart au conseil sur les BV, renforcement du suivi des pratiques PIM28 - Suivi et renforcement des travaux des groupes régionaux PIM29 - Redevance pesticides PIM30 - Plans d'actions dans les PPC élargis PIM33 - Qualification des utilisateurs professionnels PIM34 - Promotion de l'Agriculture Raisonnée PIM35 - Promouvoir la diffusion des avertissements agricoles PIM37 - Contrôle périodique obligatoire des pulvérisateurs PIM43 - Traçabilité des produits vendus localement PIM46 - Améliorer l'information des usagers sur la qualité de l'eau potable au regard des pesticides 	<ul style="list-style-type: none"> AR1 - Abonnement à un journal AR3 - Formation tous les 5 ans AR5 - Enregistrement des pratiques sous 8 jours AR29 - Entretien des fossés manuel ou mécanique AR30 - Observations sur parcelles représentatives AR31 - Enregistrement des interventions par ilot + facteur déclenchant AR40 - Abonnement à un service de conseil technique indépendant de la commercialisation (cela peut être le journal de l'exigence 1) AR41 - Diagnostic pulvérisateur tous les 3 ans et réparations AR42 - Vérifications régulières du pulvérisateur et entretien 	<ul style="list-style-type: none"> MAE0304A - Zéro désherbage chimique ou mécanique en inter-rang entre août et février MAE06014A - Entretien mécanique des talus MAE0801A - Lutte raisonnée MAE0804A - Remplacement d'un traitement chimique par un mécanique MAE0805A - Remplacer désherbage chimique par désherbage mixte MAE08011A - Localisation des traitements phytos MAE0904A - Raisonnement des traitements phytos et de la fertilisation MAE3000A - Planification environnementale (= enregistrements)

* Version provisoire du Plan, datée du 17 novembre 2004.

6.4. Niveau d'objectif S : réduire la consommation de pesticides en proposant des systèmes de culture moins, voire non dépendants de leur utilisation

Avant l'avènement des produits phytosanitaires, les systèmes de culture étaient conçus pour assurer le meilleur compromis entre risque phytosanitaire et potentiel de production de la culture. Progressivement, l'acquisition de connaissance sur les besoins d'une culture en éléments minéraux et la maîtrise de la fertilisation, le développement après la deuxième guerre mondiale des herbicides qui permettaient de lever la concurrence entre plantes au profit de la plante cultivée, celui des insecticides qui permettaient de s'affranchir de dégâts d'insectes puis, à partir de 1970, le développement des premiers fongicides de synthèse utilisés en végétation protégeant contre les maladies allaient profondément modifier les systèmes de culture. Fort de moyens de lutte permettant d'intervenir directement sur les principaux bio-agresseurs de ses cultures, l'agriculteur dissocie alors souvent dans son choix d'itinéraire technique ou de système de culture, les éléments qui contribuent à la recherche du potentiel de production le plus élevé et les éléments préservant ce potentiel de production jusqu'à son achèvement, la récolte. Cette attitude qui consiste à privilégier les pratiques en fonction d'un objectif de production, même si elles augmentent le risque phytosanitaire, puis à "traiter les symptômes" lorsqu'ils se manifestent, peut-être rapprochée d'une certaine conception de la médecine humaine qui fait débat actuellement. Deux écoles échangent en effet entre une vision "clinique" qui consiste à prescrire un traitement en fonction d'une pathologie observée, l'autre qui privilégie l'analyse des causes de la pathologie afin de proposer des moyens d'action permettant de prévenir la pathologie. Ainsi le rapport annuel 2003 de l'IGAS⁶ évoque dès son introduction *"un système de santé centré sur le curatif"* en expliquant que *"A partir de 1945, sous l'effet conjugué de la rénovation urbaine, du développement de la sécurité sociale et de la génération de l'accès aux soins, des fulgurants progrès de la médecine, et, d'une manière générale de l'augmentation du niveau de vie, les politiques de santé cessent de s'organiser autour d'une démarche préventive"*. Quelques lignes plus loin, cette affirmation résume la situation actuelle : *"c'est le temps du biomédical triomphant et de la foi en la toute puissance de la médecine curative"*. Le rapport prône ensuite un retour à davantage de prévention à partir d'une analyse du caractère multifactoriel des déterminants de santé (environnementaux, sociaux, culturels), d'une approche populationnelle et non seulement individuelle, d'une meilleure connaissance des facteurs de risque, ainsi que du développement de l'épidémiologie...

En ce qui concerne la santé des cultures, le niveau d'objectif S se propose de prendre en compte la gestion des agrosystèmes et de leurs interactions avec les écosystèmes, c'est-à-dire de privilégier tout moyen de gestion qui préserve l'état sanitaire sans compromettre l'efficacité et la durabilité (économique et environnementale) du système.

Afin de favoriser la lecture des propositions qui peuvent être faites, deux tableaux sont présentés illustrant, l'un une évolution des itinéraires techniques assurant une réduction significative des traitements pesticides (S), l'autre la conception de systèmes de culture dont l'objectif est de ne rendre leur utilisation nécessaire que dans des cas extrêmes (S+).

Comme pour les sections précédentes, ces tableaux sont commentés dans les paragraphes qui suivent.

6.4.1. Niveau d'objectifs S

Il s'agit d'encourager la mise en œuvre par les agriculteurs de pratiques assurant une protection des cultures s'affranchissant autant que possible de l'utilisation des pesticides de synthèse ; ceci passe notamment par une évolution des itinéraires techniques afin de valoriser les possibilités de régulation par le peuplement cultivé et de permettre l'insertion de méthodes de protection non chimiques.

⁶ IGAS, 2003 : Rapport annuel "Santé, pour une politique de prévention durable". La Documentation française, Paris, 2003

6.4.1.1. Solutions techniques

Le premier objectif est de **limiter le développement des bio-agresseurs et (ou) leurs dommages par le choix variétal et la gestion du couvert cultivé.**

Ceci peut s'obtenir de plus en plus par l'utilisation de variétés résistantes aux attaques de pathogènes, issues de la sélection classique. Un effort important de sélection est réalisé par les sélectionneurs privés et/avec les sélectionneurs publics. Il est important de maintenir cet effort et d'encourager la sélection publique notamment dans la construction, en amont, de géniteurs de résistance pour des cultures dont les surfaces ne justifient pas un investissement privé, ou pour des gènes de résistance issus d'espèces voisines et nécessitant un travail de génétique important. Les variétés transgéniques pourraient offrir des potentialités intéressantes pour des résistances difficiles à valoriser par les voies classiques ou pour lutter contre les bio-agresseurs faisant l'objet de nombreux traitements, même si beaucoup d'exemples actuels n'apportent pas toujours la démonstration d'une réduction significative d'utilisation de pesticides (cf. § 4.2.7.4). Il n'y a par contre pas de variétés sélectionnées pour leur aptitude à la compétition vis-à-vis des adventices. Plus globalement, la sélection devra intégrer des critères multiples : résistance, même partielle aux bio-agresseurs, capacité à valoriser des niveaux d'intrants réduits afin de les cultiver dans des systèmes à moindre risque parasitaire. Enfin, l'association variétale, combinant différentes résistances, est une méthode préconisée pour réduire l'usage des fongicides dont l'efficacité est démontrée. Cette méthode peut poser des problèmes pour l'allotement qui ne sont pas insolubles ; des verrous réglementaires doivent encore être levés.

Par delà le choix variétal, c'est tout le choix d'itinéraire technique qui peut être revu pour limiter la dépendance vis-à-vis des pesticides (date de semis, densité de peuplement, dose et fractionnement de l'azote, fréquence d'irrigation, opérations de taille et modification de l'architecture des couverts...). Ces itinéraires techniques sont à définir au niveau local ou régional. Cela passe par la mise en place de plates-formes expérimentales où sont définis, testés ces itinéraires techniques démontrant ainsi leur faisabilité et facilitant leur appropriation par les agriculteurs. Cela ne peut aboutir que par un renforcement du conseil technique. Il est important que les conseillers passent d'une préconisation de traitements à une aide à la conception de nouveaux itinéraires techniques. Des aides à la formation peuvent être envisagées en mobilisant la capacité de formation de l'enseignement supérieur agronomique sur des modules spécifiquement construits, en collaboration avec les partenaires de la recherche et des Instituts techniques.

Un deuxième objectif concerne plus spécifiquement **la réduction des applications de désherbants** par l'emploi de méthodes non chimiques, le choix variétal et la gestion du couvert cultivé offrant moins de possibilités que pour les pathogènes et ravageurs. Ceci passe pour les cultures à larges inter-rangs par le désherbinage qui associe désherbage chimique sur le rang et désherbage mécanique de l'inter-rang. D'autres techniques comme le sarclo-buttage (cas de la pomme de terre) permettent de s'affranchir totalement des herbicides. Dans d'autres cas (cultures pérennes), c'est en enherbant l'inter-rang que l'on contrôle la flore adventice⁷. En grandes cultures, de nombreux travaux montrent l'importance du travail du sol, des successions culturales alternant cultures de printemps et cultures d'hiver, de la gestion des intercultures, pour réduire les risques dus aux mauvaises herbes (cf. § 4.3.3).

Un troisième objectif concerne la substitution des insecticides et fongicides par des **méthodes de lutte biologique**, aujourd'hui peu développées (du moins en grande culture). Un effort accru de recherche mérite d'être réalisé sur la lutte biologique en privilégiant, davantage que dans le passé, la connaissance des conditions de maintien dans l'environnement après introduction, de multiplication et d'efficacité des agents de lutte biologique utilisés. Des programmes de recherche alliant agronomie, écologie des populations et écologie du paysage sont à encourager.

⁷ avec des effets positifs sur le ruissellement et l'érosion, des effets compétitifs sur la culture (parfois recherchés pour la qualité)

6.4.1.2. Instruments économiques et réglementaires pour la mise en œuvre de ces solutions

Il est vraisemblable que l'agriculteur ne s'oriente pas spontanément vers ces solutions de diminution des risques parasites ou de substitutions de méthodes de lutte chimiques aujourd'hui considérées comme aisées à mettre en œuvre et de coût raisonnable. Dans un certain nombre de cas, des moyens incitatifs devront être mis en place qui peuvent faire appel aux mesures suivantes (cf. chapitre 5).

Taxation des produits pesticides

Mise en place dans plusieurs pays dont la France (TGAP), elle n'est efficace dans un objectif de réduction de l'utilisation des pesticides que si son montant est suffisamment dissuasif. La contrepartie est qu'elle peut alors affecter significativement le revenu de l'agriculteur si les alternatives sont plus coûteuses, augmentant les charges et/ou moins efficaces, diminuant la valeur du produit récolté. Dans ces cas particuliers, une part de la taxe (ou redevance) peut-être utilisée pour compenser la perte de revenu de l'agriculteur, mais il est souhaitable qu'une part significative puisse également alimenter l'aide à la mise en place de plates-formes expérimentales et de structures de conseils, voire au lancement d'appels d'offre vers la recherche ciblés sur la conception et la mise en œuvre de méthodes alternatives.

Il sera important de veiller à ce que le système de redistribution de la redevance dans ces différentes directions tienne compte de la différence des enjeux entre systèmes de production très consommateurs de pesticides à l'unité de surface, dans des zones souvent considérées comme sensibles (littoral et zones péri-urbaines pour les cultures de fruits et légumes) et systèmes de production consommateurs sur de grandes surfaces mais plus "adaptables" à la réduction d'utilisation de pesticides (grandes cultures).

Mesures d'accompagnement

Si la taxation peut être envisagée comme catalyseur nécessaire de la réduction de l'utilisation de pesticides, les mesures d'accompagnement sont indispensables pour réaliser les transitions et adaptations techniques auxquelles l'agriculteur sera confronté. Il est donc important que soit annoncée clairement la stratégie d'augmentation progressive de la taxe, éventuellement modulée en fonction des caractéristiques (par exemple toxicologiques) des pesticides, comme il est important que, simultanément, soient annoncées des mesures visant à rendre disponibles, acceptables et acceptées les pratiques alternatives.

Des exemples sont évoqués ci-dessous, ainsi que dans le tableau 8, sans prétention à l'exhaustivité, d'autres sont développés dans le chapitre 5, avec en particulier celui du Danemark. Ils doivent être adaptés en fonction de priorités dont des structures comme le CORPEN pourraient être des lieux de construction et de formalisation de propositions adaptées.

- aides transitoires pour l'adoption de méthodes alternatives
- aides à l'investissement pour l'achat de matériels spécifiques (ex. désherbage mécanique)
- subventions (ou taxes) différenciées selon le niveau de résistance aux bio-agresseurs des variétés utilisées
- modification des critères d'inscription en faveur des variétés résistantes
- adaptation et simplification des procédures d'homologation des produits de lutte biologique
- mesures liées concernant la réduction des intrants (ex. fertilisation N, raccourcisseurs de paille) ou le prix des produits dont on peut attendre un impact positif soit sur le risque 'maladies' soit sur l'utilisation même des pesticides

6.4.1.3. Evaluation de l'atteinte des objectifs

Il est important, qu'en même temps que des mesures seront prises pour faire évoluer les pratiques, des instruments permettent à la fois d'en évaluer la mise en œuvre et d'en mesurer les effets. Les mesures proposées ici reprennent des éléments déjà introduits pour d'autres niveaux d'objectifs (T ou R).

L'atteinte d'objectifs techniques sera évaluée par l'évolution des pratiques, notamment en réduction du nombre de traitements réalisés, mais aussi en réduction des quantités de matières actives utilisées. Il sera important de pouvoir décliner ces évolutions, non seulement à l'échelle nationale, mais également à une échelle régionale (région de production) ou locale (bassin versant) compte tenu de la grande hétérogénéité actuelle d'utilisation des pesticides et d'exposition des écosystèmes associés. Cela renforce donc la nécessité de l'enregistrement des pratiques à un grain suffisamment fin pour réaliser ces évaluations.

D'autres éléments peuvent être analysés, à partir d'enquêtes, comme l'évolution du taux d'adoption des pratiques recommandées : changements de pratiques culturales, utilisation de variétés résistantes, de méthodes de lutte biologique, d'enherbement de surfaces...

Même si l'appréciation ne peut en être faite que sur un pas de temps plus long, il importera d'ajouter à ce premier diagnostic d'évaluation technique une évaluation environnementale de l'évolution des pratiques. Elle peut se faire par la mise en œuvre d'indicateurs agri-environnementaux (type Iphy), mais aussi par un suivi des niveaux de contamination des milieux (cf. niveau d'objectifs T). A ce titre, les opérations déjà mises en place de suivi de contamination dans un certain nombre de bassins versants dits « prioritaires » doivent servir d'exemples et être étendues.

6.4.2. Niveau d'objectifs S+

Un programme ambitieux de réduction de l'utilisation de pesticides nécessitera, au-delà de l'évolution des itinéraires techniques appliqués aux cultures de modifier profondément les systèmes de cultures eux mêmes ainsi que l'organisation territoriale de ces systèmes de culture.

Nous avons vu que l'environnement est un facteur primordial du développement des bio-agresseurs, les plantes, cultivées ou non, sur lesquelles se développent ceux-ci faisant partie de l'environnement. Cet ensemble peut être géré dans deux dimensions, temporelle (quelles successions de cultures ?) et spatiale (quelles mosaïques de cultures et d'autres milieux associés dans le paysage ?). La première dimension aura vocation à prévenir et limiter le développement de bio-agresseurs à dynamique lente dans le temps et essentiellement localisée à la parcelle (bio-agresseurs telluriques, mauvaises herbes), la seconde, à prévenir et limiter les bio-agresseurs à dissémination aérienne sur de moyennes à longue distance (au-delà d'une parcelle, maladies aériennes, insectes ravageurs).

Ce niveau d'objectifs inclut les propositions faites précédemment (S), y compris celles faites dans le niveau d'objectif R, dans le cas où le recours à des pesticides ne peut être évité.

6.4.2.1. Solutions techniques (en sus de celles préconisées dans le niveau S)

L'objectif est de maintenir par un ensemble de pratiques cohérentes la pression potentielle des bio-agresseurs au niveau le plus bas (tout d'abord par la réduction des inoculum initiaux, des stocks semenciers d'adventices, mais également en créant des conditions peu favorables à leur multiplication et à leur dissémination).

Cela passe notamment par une gestion appropriée de l'inter-culture (fréquence et profondeur de travail du sol, localisation des résidus de récolte, mise en place de cultures assainissantes...) et par la construction de successions de cultures équilibrées à l'échelle de la parcelle (alternance de cycles de cultures d'hiver et de printemps, de cultures hôtes/non-hôtes pour les bio-agresseurs dominants d'une situation de production, introduction de cultures assainissantes, alternance des profondeurs de travail du sol, 'rotation' des pesticides qu'il pourrait être nécessaires d'utiliser...).

Une deuxième dimension, spatiale, consistera à rompre l'homogénéité des paysages en recréant des mosaïques de cultures, voire de variétés ayant des résistances différentes, pour créer des ruptures dans les dynamiques temporelles et spatiales des bio-agresseurs, en ménageant des zones refuges pour les auxiliaires.

Il n'est pas possible de détailler plus spécifiquement les mesures qui peuvent être prises pour faire évoluer ainsi les systèmes de culture. Les connaissances scientifiques génériques expliquant la moindre dépendance de systèmes de culture à l'utilisation de moyens de lutte exogènes comme les pesticides sont disponibles et sont explicitées dans le chapitre 4. Le choix des stratégies et leur déclinaison pratique ne peuvent être décidés qu'au niveau local ou régional. Ils nécessitent la mise en place de structures de conseil et d'expérimentations décentralisées, au plus près des utilisateurs. Lieux d'expérimentation, d'échanges, de communication et de diffusion de nouvelles pratiques, ils seront également le lieu d'identification de verrous de connaissances et de questionnement, spécifique mais dans un objectif appliqué, vers la recherche.

La mise en place et la diffusion de nouvelles stratégies ne peuvent se faire que progressivement sur le moyen-long terme. Une présentation plus complète des possibles est faite dans le chapitre 4, où il est montré que s'il existe des marges de manoeuvre importantes en grandes cultures (et plus particulièrement sur le blé), les contraintes sont plus fortes pour d'autres systèmes de culture, en particulier les cultures légumières de plein champ et la vigne.

A titre d'exemple, ces connaissances ont été mobilisées, sur un cas d'étude "Grandes cultures", par un groupe d'experts pour construire des itinéraires techniques et des systèmes de culture permettant d'atteindre jusqu'à l'objectif "zéro pesticide".

6.4.2.2. Instruments économiques et réglementaires pour la mise en œuvre de ces solutions

Des changements plus profonds, attachés à ce niveau d'objectif ambitieux, nécessitent pour leur mise en œuvre des instruments spécifiques et un environnement d'accompagnement adapté. Comme pour les aspects techniques, les propositions faites dans les niveaux d'objectifs précédents restent pertinents (opérations de formation – information, renforcement de la capacité de conseil aux agriculteurs, mise en place de plates-formes d'expérimentation – démonstration – vulgarisation...). La taxation des pesticides, telle qu'évoquée précédemment, est une contribution importante pour sensibiliser au choix de nouveaux systèmes de culture, mais il sera sans doute nécessaire dans des cas particuliers d'envisager des mesures plus incitatives, voire coercitives.

Comme c'est déjà le cas avec les mesures agri-environnementales, les possibilités d'accords contractuels doivent être étendues aux zones à forte utilisation de pesticides et/ou à proximité de zones particulièrement sensibles aux pollutions par les pesticides. Il est important, pour que ces mesures aient des conséquences notables sur l'environnement, que tous les acteurs des zones concernées s'associent à la démarche. Dans certains cas, l'interdiction de l'utilisation de pesticides peut être requise, notamment dans des zones très sensibles comme les périmètres de captages de sources d'eau potable. De telles mesures peuvent être accompagnées d'aides spécifiques à la conversion vers l'agriculture biologique, voire à une agriculture "pesticides zéro", moins contraignante sur l'utilisation de certains facteurs de production comme les éléments fertilisants. Dans le cas, assez fréquent, de conflits dits de droit d'usages, des négociations peuvent être encouragées et facilitées pour arriver à des solutions de « compromis optimal », sans intervention de l'état, mais via l'implication de structures de conseil locales, justifiant là encore leur promotion (cf. chapitre 5).

Le tableau 6.4-2 regroupe, associés à des actions techniques, quelques exemples d'instruments comme les compensations financières pour l'introduction de plantes de service moins rémunératrices, le renforcement des aides à la diversification des systèmes de culture, l'organisation collective des producteurs à l'échelle d'un bassin versant ou d'un bassin d'approvisionnement-collecte pour développer une stratégie régionale ou territoriale d'organisation des systèmes de culture.

6.4.2.3. Evaluation de l'atteinte des objectifs

Comme pour le niveau d'objectif précédent, l'évaluation d'atteinte des objectifs reposera sur l'analyse de l'évolution des pratiques, que ce soit en réduction de l'utilisation des pesticides ou en mise en œuvre de techniques ou ensembles de techniques préventives ou alternatives, et sur l'analyse de la diminution des contaminations dans l'environnement (cf. § 6.4.1.3).

6.4.3. Tableaux illustrant les actions et instruments possibles et les conditions de mise en œuvre pour les niveaux d'objectifs S et S+

Tableau 6.4-1. Objectif général "Réduire la dépendance (technique) aux pesticides par une évolution des Itinéraires Techniques (ITK)"

Objectifs spécifiques recherchés	"options techniques" envisageables	Instruments possibles pour la mise en œuvre	mode/outils d'évaluation de l'atteinte de l'objectif environnemental	mode/outils d'évaluation de l'atteinte de l'objectif technique	Mesures liées	Conditions de mise en œuvre
Limiter les dommages	choix de variétés moins sensibles (dont OGM, si autorisation) et gain avéré de réduction d'utilisation de pesticides	subventions/taxes différenciées f(résistance des variétés), taxes sur pesticides modification des critères d'inscription variétés résistances,	utilisations insecticides/fongicides et contaminations	quantification des bio-agresseurs et/ou dégâts, adoption des variétés (contrôle/subvention)		Information des agriculteurs, labels
	choix d'itinéraires techniques à moindre risque phytosanitaire / dommages, hors choix de variété	Taxes pesticides Aides transitoires pour adoption*)...	utilisations pesticides et contamination	quantification des bio-agresseurs et/ou dégâts, enregistrement des pratiques	Actions sur la fertilisation, sur l'intensification (raccourcisseurs), prix des produits	Formation** des agriculteurs, des conseillers et techniciens; Problème de collecte pour les mélanges variétaux, labels; Réorganisation des systèmes de conseil (privé/public)
Limiter la consommation de désherbants	stratégies mixtes de désherbinage pour les cultures à grand écartement	Taxes désherbants (aides pour investissements spécifiques),	Utilisations herbicides et contamination	quantification enherbement, enregistrement des pratiques	Problèmes d'érosion	Information des agriculteurs, labels
	Enherbement des inter-rangs cultures pérennes	Taxes désherbants	Utilisations herbicides et contamination	quantification enherbement, enregistrement des pratiques	Erosion, problèmes stress hydriques compétition nutriments	Information des agriculteurs, labels
Limiter la consommation d'insecticides et fongicides	lutte biologique	Taxes insecticides et fongicides (aides transitoires pour adoption*; faciliter homologation des produits de lutte biologique),	Utilisations fongicides et insecticides, contaminations	quantification des bio-agresseurs et/ou dégâts, enregistrement des pratiques		Formation** des agriculteurs, des conseillers et techniciens (CA, PV, IT, CETA...); labels; Réorganisation du conseil (public/privé)

Tableau 6.4-2. Objectif général "Réduire la dépendance aux pesticides par une évolution des systèmes de culture"

Objectifs spécifiques recherchés	"Options techniques" envisageables (en sus de celles du niveau S)	Instruments possibles pour la mise en œuvre (en sus de ceux du niveau S)	mode/outils d'évaluation de l'atteinte de l'objectif environnemental (en sus de ceux du niveau S)	mode/outils d'évaluation de l'atteinte de l'objectif technique (en sus de ceux du niveau S)	Mesures liées	Conditions de mise en œuvre
Limiter la pression de bio-agresseurs	gestion des inter-cultures	Recherche + formation, plate-formes expérimentales			Aides à lutte contre érosion, fuites nitrates	
	raisonner les successions culturales (y.c. cultures assainissantes), associations culturales	Recherche + formation, Compensations pour cultures assainissantes et cultures associées Aides à la diversification		Enregistrement des cultures associées et assainissantes (notamment pour contrôle) Mesure des taux de changements des pratiques	Aides de la PAC spécifiques à certaines cultures, notamment par rapport à l'alimentation animale	
	Coordination territoriale: zones refuge, gestion des sources d'inoculum et des populations d'auxiliaires	Recherche + formation, aides à la création et au fonctionnement des organisations collectives des producteurs (CA, IT)	Suivi des états du milieu (eau, auxiliaires...)		Voir les mesures liées aux transferts, les mesures liées aux "paysages"	
Préserver l'efficacité des méthodes de contrôle des bio-agresseurs : limiter les pressions de sélection (gestion des phénomènes de résistance) et réduire la taille des populations	limiter les pressions de sélection (gestion des phénomènes d'adaptation) et réduire la taille des populations en combinant dans le temps et l'espace l'ensemble des méthodes de protection disponibles	Recherche + formation, aides à la création et au fonctionnement des organisations collectives des producteurs (CA, IT)				Rôle des distributeurs pour une offre diversifiée de semences et de phytos

Stratégie sans pesticides = Stratégie S+ avec une contrainte de "sans pesticides", à réserver pour zones sensibles en tant que contraintes réglementaires

6.5. Stratégies existantes, nationales et européennes

6.5.1. Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides⁸

Plusieurs actions sont en cours au niveau national. Ces actions portent essentiellement sur les critères d'autorisation de produits. L'ensemble forme un point de départ intéressant pour le niveau d'objectifs T.

Une révision des règles nationales d'autorisation de mise sur le marché est en cours (action n°1) ; elle n'intègre pas de différenciation selon le milieu sur lequel sont utilisés les produits. Des mesures de gestion liées aux AMM en fonction des connaissances scientifiques et techniques sont prévues (n°7). Cette révision ne prévoit pas encore à notre connaissance l'homologation des adjuvants (b2).

Une démarche de traçabilité est esquissée avec la tenue obligatoire par les fabricants d'un registre décrivant les quantités de pesticides mises sur le marché (n°2) et la déclaration par les vendeurs finaux des quantités de produits vendus (n°43). La traçabilité de l'utilisation par les agriculteurs est envisagée dans le cadre de l'éco-conditionnalité.

L'amélioration du monitoring (a5) sera favorisée par la fourniture par les firmes des méthodes d'analyse pour les nouvelles substances actives (n°11).

La formation des salariés exposés aux pesticides (n°25), l'introduction dans les référentiels d'enseignement agricole de la connaissance et de la prévention des risques liés à l'utilisation des pesticides (n°26) est une première étape indispensable à la formation des intervenants de la filière pesticides à tous les niveaux (c5). La formation des utilisateurs professionnels de pesticides (n°33) repose dans un premier temps sur le volontariat et est abordée sur l'axe "santé-environnement".

Elaborer un référentiel de bonnes pratiques phytosanitaires, analyser les pratiques existantes et fixer un objectif d'amélioration des pratiques (n°27) sont un préalable à l'ensemble des actions recensées dans le niveau d'objectifs T pour limiter les transferts post-application dans la parcelle et constituent des mesures cohérentes avec le niveau d'objectifs R. Suivre de façon concertée les programmes d'action élaborés au niveau local (n°28) permettra de capitaliser les connaissances acquises localement sur l'efficacité des mesures, à condition que les suivis dans l'eau associés à ces programmes d'action soient de qualité. Ces suivis gagneraient à être menés conjointement avec le dispositif d'observatoire des résidus de pesticides, du moins pour sa partie eau (n°44, n°45).

L'action n°35 envisage la promotion des avertissements agricoles par les SRPV et peut se positionner dans le niveau d'objectifs T.

Un renforcement de la réglementation relative au matériel d'épandage (n°37) prévoit l'obligation de contrôle périodique des pulvérisateurs en activité et impose des prescriptions techniques pour les appareils vendus neufs ou d'occasion par des professionnels du machinisme agricole.

6.5.2. Mesures agri-environnementales

Les mesures agri-environnementales élaborées dans le cadre de l'annexe B du PDRN regroupent un ensemble de techniques qui ont une action directe ou indirecte sur l'utilisation et l'impact des pesticides.

Les mesures à action directe sur l'usage sont numérotées de 0801A à 08013A (Tableau 6.5-1) et concernent les niveaux d'objectifs R et S.

⁸ d'après la version du 17 novembre 2004 du document de travail.

Tableau 6.5-1. MAE à action directe sur l'usage de pesticides

n° de la mesure	Intitulé	Effet environnemental attendu
0801A	lutte raisonnée	pilotage plus fin de la couverture phytosanitaire
0802A	mise en place de lutte biologique	mobilisation de la faune auxiliaire utile en substitution aux matières actives conventionnelles
0803A	mise en place ou élargissement d'un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes	lutte contre l'érosion et protection de l'eau
0804A	remplacer un traitement chimique par un traitement mécanique	
0805A	remplacer le désherbage chimique par un désherbage mixte	
0806A	remplacer la lutte chimique contre les rongeurs nuisibles	piégeage et tir en substitution à l'empoisonnement
0807A	remplacer l'utilisation d'atrazine par d'autres produits phytosanitaires moins polluants	
0808A et 0809A	remplacer un désherbage chimique par un désherbage thermique, remplacer la désinfection chimique des sols par des procédés physiques ou par un repos	
0810A	réduction de la désinfection chimique par des procédés physiques	
0811A	localisation des traitements phytosanitaires	
1606A	remplacer le broyage par un traitement chimique à base de glyphosate	respect de la faune

Certaines MAE ont un effet indirect sur l'usage de pesticides. Il s'agit des MAE 0101A à 0104A qui prévoient la reconversion de terres arables en prairies, et la MAE 0205A qui préconise une diversification des cultures dans l'assolement.

D'autres MAE ont un effet sur la limitation des transferts après application, par la localisation pertinente de bandes enherbées (0402A, 0403A), la plantation et l'entretien de haies (mesures 05), et quelques mesures 06 de réhabilitation de haies, d'entretien mécanique de fossés.

Au niveau national, il faut souligner que l'ensemble des MAE susceptibles de limiter les impacts de l'utilisation des produits phytosanitaires ne représente qu'une surface faible : 1% de la SAU des bassins prioritaires et 4% de cette surface pour les régions les plus concernées, Franche-Comté, Haute Normandie, Picardie (Gaumand *et al.*, 2005)⁹.

6.5.3. Stratégie thématique européenne

Le 1^{er} juillet 2002, la Commission européenne a adopté la communication "Vers une stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides" (COM(2002)349). Cette communication analyse la situation en 2002 et énonce les mesures qui pourraient être adoptées au titre de la stratégie thématique. L'étape suivante dans le processus d'élaboration de la stratégie est la consultation des parties prenantes, qui a été réalisée au printemps 2005 et dont la synthèse est attendue pour l'automne.

Actuellement, plusieurs instruments communautaires exercent une influence directe sur l'utilisation des pesticides. Les instruments juridiques principaux sont :

- la Directive 91/414/CEE du Conseil (15 juillet 1991) concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques : cette Directive vise à garantir que les produits mis sur le marché de la Communauté n'exercent pas d'effets néfastes sur la santé humaine et animale ou d'effets inacceptables sur l'environnement.
- la Directive 79/117/CEE du Conseil concernant l'interdiction de mise sur le marché et l'utilisation des produits phytopharmaceutiques concernant certaines substances actives.

⁹ Gaumand C., Manfredi A., Prime J.-L., 2005, Bilan des plans d'actions régionaux de lutte contre les pollutions de l'eau par les pesticides dans le cadre du premier plan national, Inspection générale de l'environnement, Paris, 170 p.

- des Directives fixant les teneurs maximales en résidus dans les denrées alimentaires.
- les Directives régissant la qualité de l'eau dans la Communauté, et en particuliers la Directive Cadre Eau (DCE).

D'autres instruments exercent un effet indirect sur l'utilisation de pesticides :

- la politique agricole commune peut permettre aux Etats membres d'imposer des exigences environnementales générales contraignantes et de ce fait, limiter l'emploi des pesticides.
- les directives concernant l'amélioration de la sécurité et de la santé des travailleurs sur leur lieu de travail (89/391/CEE, 89/656/CEE et 98/24/CE) prévoient des exigences minimales de sécurité et de santé, en laissant toute latitude aux Etats membres pour imposer des niveaux de protection plus élevés. La Directive 91/414/CEE prévoit en outre une procédure d'évaluation, comprenant la sécurité des opérateurs ; cette dernière peut motiver la non-inclusion d'une substance active à l'annexe de la Directive 91/414/CE.

Au titre de la Directive 91/414/CEE, a été lancé un programme d'une durée de 12 ans pour examiner toutes les substances actives qui se trouvaient sur le marché communautaire à la date de son entrée en vigueur. Compte tenu de la complexité des travaux scientifiques et administratifs, la Commission a demandé le report à juillet 2008 du délai fixé pour l'achèvement de la procédure d'évaluation.

De l'avis même de la Commission, l'une des principales lacunes de la directive 91/414/CEE vient de ce qu'elle n'évalue que de manière très limitée les effets cumulés potentiels des mélanges contenant plusieurs substances actives. Le 6^e programme d'action en matière d'environnement prévoit d'améliorer le mécanisme global, au travers de la stratégie thématique.

La stratégie proposée par l'Union européenne prévoit tout d'abord de réduire au minimum les dangers et les risques que présente l'utilisation de pesticides pour la santé et l'environnement. A ce titre, certaines mesures envisagées s'insèrent dans le niveau d'objectifs T. En amont, la Commission demande l'élaboration de plans nationaux de réduction des dangers, des risques et de la dépendance à l'égard de la lutte chimique (voir, tableau 11, la colonne "Plan interministériel" pour le projet de plan français). La réduction de risques particuliers, tels que la pollution des cours d'eau et des fossés passe pour la Commission par la bonne application de la Directive Cadre sur l'Eau (ue1). La protection de zones sensibles, telles les zones humides ou les zones Natura 2000 nécessite des restrictions d'usage, voire l'interdiction d'utilisation de pesticides (ue2), le raisonnement se faisant par zone plus que par produit (comme ce qui est décrit en (a1)).

La Commission propose également de renforcer les contrôles sur la distribution et l'utilisation des pesticides, avec introduction d'un système d'inspection technique régulière des pulvérisateurs (ue3). La création d'un système obligatoire de formation et de certification des utilisateurs (y compris les agriculteurs) est envisagée (ue4).

La Communication propose de modifier la Directive 91/414/CE pour y introduire le principe de substitution (ue5).

La Commission propose en outre la collecte et l'analyse de données économiques sur le coût de l'utilisation des pesticides et de leurs produits de remplacement, comme base à un argumentaire permettant de limiter les usages (niveau d'objectifs R). Le soutien annoncé (dans la Communication COM(2002)349), avec les Etats membres, de programmes de recherche et développement concernant la lutte intégrée ou l'évaluation des effets synergiques et antagonistes potentiels des mélanges de substances actives va dans le même sens. Par contre, la COM(2002) précise "*à la lumière de l'expérience acquise à ce jour, la Commission n'a pas l'intention d'élaborer à l'échelle de l'UE un système de taxe sur les produits phytosanitaires reflétant les coûts externes marginaux réels*".

6.5.4. Expériences étrangères

Les gouvernements de différents pays de l'OCDE ont mis en place des programmes de lutte contre la contamination par les pesticides, depuis 20 ans pour les programmes élaborés. Chaque gouvernement motive l'élaboration de son programme par une demande du public pour moins de pesticides, et la mesure en fréquence croissante de résidus de pesticides dans l'eau (puis l'air). Notons qu'il y a 20 ans, de nombreuses molécules n'étaient pas détectables avec les mesures courantes.

Les programmes élaborés sont très différents les uns des autres :

- les Etats-Unis mettent l'accent sur des mesures d'information du public, tout en révisant les normes environnementales nécessaires aux nouvelles approbations de mise sur le marché,
- les Pays-Bas modifient leur législation (rythme d'apport de désinfectants du sol) et financent des campagnes de publicité pour inciter les consommateurs à acheter des produits labellisés respectueux de l'environnement,
- le Danemark associe une obligation de formation des utilisateurs de pesticides avec des taxes croissantes dans un premier programme, puis crée un comité (comité Bichel) pour évaluer les conséquences économiques de différents scénarios de réduction des pesticides. La réduction visée dans le second et le troisième programme n'est plus uniquement quantitative (pondérale), mais cherche à réduire un indicateur jugé pertinent de fréquence d'application. L'accent est mis sur la formation des agriculteurs et de leurs conseillers, formation accompagnée de différentes mesures de recherche et développement. Le dernier programme inclut les usages non agricoles.

6.5.4.1. Stratégie danoise

Le Danemark s'attache à supprimer les pesticides les plus dangereux pour l'environnement et à limiter l'usage des autres pesticides. Le premier plan d'action pesticides a été élaboré en 1986, avec deux objectifs : rendre plus contraignante la procédure d'approbation des molécules et diminuer de moitié l'utilisation totale en 10 ans (Jorgensen, 2003¹⁰). A la fin de cette période, 213 molécules ont été réévaluées : 105 n'ont pas été présentées, 30 ont été interdites ou leur usage strictement régulé, 78 approuvées. Sur la même période, les ventes de matières actives ont été réduites de 40%, mais le TFI (*treatment frequency index* : nombre de passages en moyenne sur la SAU totale du pays en considérant que les pesticides sont utilisés aux doses recommandées) n'a quasiment pas été modifié. La diminution des quantités vendues s'explique par l'utilisation de nouveaux produits, actifs à dose moindre, et par une réduction de la surface agricoles de 11% (Ministère de l'agriculture du Danemark).

Le programme d'action reposait sur des activités de recherche, des activités de conseil, des programmes de formation obligatoires (2 jours pour un usage personnel, 2 semaines pour les agriculteurs épandant des pesticides hors de leur exploitation) pour tous les utilisateurs de pesticides, et des taxes sur les pesticides. Les premières taxes étaient faibles (3% en 1986). Elles ont été augmentées en 1996 à 13% sur les herbicides et fongicides, et 27% sur les insecticides. Ces taxes ont été à nouveau accrues à 33 et 54% respectivement en 1999.

En 1997, le gouvernement danois a créé le comité Bichel, chargé d'estimer les conséquences d'une réduction totale ou partielle d'utilisation des pesticides au Danemark, ainsi que celles qui seraient liées à la restructuration de l'agriculture vers l'agriculture biologique. Le comité Bichel a rendu ses conclusions en 1999. Pour le comité, la suppression totale de l'utilisation de pesticides au Danemark s'accompagnerait d'une restructuration importante du secteur agricole, accompagnée d'une diminution de la sole en céréales comprise entre 40 et 60%. Par contre, le comité estime qu'une réduction du nombre de traitements de 30 à 40% peut être effectuée sans impact économique majeur pour les exploitants agricoles. Le nombre de traitements est mesuré par un indice de fréquence de traitements, qui était de 2,67 au début des années 80, de 2,5 en 1999 et de 2,04 en 2002 (après l'application du second programme d'action). Le troisième programme d'action se donne comme objectif de réduire cet indice à 1,7 en 2009. Les instruments utilisés sont en premier lieu une augmentation des conseils aux agriculteurs pour les aider à réduire leur consommation de pesticides, l'élaboration de fermes de démonstration et d'information de groupe, l'augmentation de systèmes d'alerte et d'aide à la décision. Le système danois d'aide à la décision (PC Plant Protection), dont l'élaboration a débuté en 1987, reste peu utilisé (15% des agriculteurs). Les conseils sont renforcés par des mesures fermes (interdiction d'usages de certaines molécules, taxes, agréments avec l'industrie) et des mesures souples (affichage d'une liste de substances "déconseillées", promotion de produits "propres", campagnes d'information sur la manière dont le consommateur peut éviter les substances indésirables, écolabels). Ces mesures sont de type économique et laissent aux acteurs le choix des techniques à retenir pour y faire face.

¹⁰ Jorgensen L.N., 2003, Danish pesticide action plans, Opdatering at Bicheludvalgets driftsøkonomiske analyser, Arbejdsrapport nr. 20, Miljøstyrelsen.

6.5.4.2. Expériences aux USA

L'USDA considère que la diminution de 14% d'usage de molécules les plus risquées enregistrée aux USA entre 1992 et 2000 provient, dans l'ordre, de l'action régulatrice de l'EPA, de décisions de l'industrie pharmaceutique, de la perte d'intérêt économique de ces molécules par rapport aux nouvelles molécules moins chères, de la perte d'efficacité de ces molécules parce que les populations cibles sont devenues plus résistantes, de l'introduction de variétés de cultures plus résistantes. Certaines études scientifiques nuancent ce propos, en mettant en évidence une tendance à l'utilisation de pesticides stable, notamment sur les cultures maraîchères et fruitières.

Chaque état édicte sa propre politique. Nous reprendrons ici l'expérience de la Californie, qui a la politique environnementale la plus complète. Deux pistes de réduction des pesticides sont explorées : des stratégies techniques (IMP, lutte biologique, OGM), et des stratégies socio-économiques (réductions obligatoires, obligations de processus, stratégies de réponse à la demande du consommateur).

- **Réponses techniques**

Les stratégies permettant de limiter l'emploi des insecticides reposent en premier lieu sur l'Integrated Pest Management. Epstein et Bassein (2003¹¹) relèvent l'absence de consensus de la part des pathologistes des plantes et les gestionnaires de parasites sur le fait que l'IPM permet de réduire l'utilisation de pesticides. Ce qui n'empêche pas une grande abondance de messages vers le public affirmant ce fait. En pratique, les recherches portent surtout sur des parcelles, et la communauté scientifique dispose de très peu de données sur l'effet de l'IPM sur de larges zones.

La lutte biologique :

- aucune tendance d'accroissement de cette technique en Californie
- les arboriculteurs qui utilisent *Pseudomonas fluorescens* A506 (bactérie antagoniste de l'agent du feu bactérien du poirier et du pommier) ne réduisent pas leur consommation d'antibiotiques.

Plantes génétiquement modifiées : Les OGM ont été décrits à l'opinion publique et aux scientifiques comme une stratégie gagnante pour limiter l'usage des pesticides. La littérature scientifique est plus nuancée.

- **Stratégies qualifiées de "sociales"**

A la suite des travaux en Europe, des réductions autoritaires ont été appliquées aux USA : certaines molécules sont interdites, d'autres soumises à un régime de taxes croissantes. En 2002, 75 à 85% des pesticides atteignent la fin de leur autorisation de mise sur le marché : pour les industriels, le coût associé au respect des nouvelles réglementations pour soumettre leurs molécules à une nouvelle autorisation peut être trop important.

Certains industriels agro-alimentaires imposent des cahiers des charges aux agriculteurs (avec une relative limitation de l'usage des pesticides), surtout dans le domaine du vin et du jus de raisin.

6.5.4.3. Expérience du Royaume Uni

La transposition de la Directive 91/414/CEE au Royaume Uni a été réalisée par la loi sur les produits de protection des plantes de 2003. Cette transposition est considérée au Royaume-Uni comme étant l'instrument le plus important pour la réduction des dommages liés à l'usage des pesticides. Elle est associée à la création, depuis 1996, d'un Forum Pesticides, regroupant des organismes représentant les industries, les utilisateurs et les conseillers agricoles, plus les associations environnementales et de consommateurs. C'est un lieu d'échange d'idées et de promotion de meilleures pratiques, qui peut en outre conseiller le gouvernement.

Le Ministère de l'Agriculture a établi un code de bonnes pratiques, qui contient notamment l'obligation pour les utilisateurs de pesticides de posséder un certificat de compétences. En 2001, le gouvernement et les organisations agricoles ont ratifié l'"Initiative Volontaire" sur l'usage des pesticides, élaborée en alternative à une taxe. Cette Initiative a été modifiée en 2004. Cette initiative repose essentiellement

¹¹ Epstein L. and Bassein S., 2003, Patterns of pesticide use in California and the implications for strategies for reduction of pesticides. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 351-375.

sur une meilleure information des agriculteurs. Elle est en cours d'évaluation, mais l'OCDE la considère déjà comme insuffisante, l'amélioration des connaissances des agriculteurs n'étant selon l'OCDE pas suffisante pour modifier leur comportement sans l'appui d'une incitation économique.

6.5.4.4. Expérience des Pays-Bas

En 1991, le gouvernement des Pays-Bas a annoncé pour la première fois un objectif de limitation de la consommation de pesticides (Multi Year Crop Protection Plan, noté MJP-G pour de Jong *et al.*, 2001, MYCPP ailleurs). L'objectif de ce plan était une réduction de moitié des consommations de pesticides enregistrées entre 1984 et 88, à horizon 2000. Selon l'ambassade de France aux Pays-Bas, un second objectif du MYCPP était de limiter la dépendance aux pesticides agricoles.

Les résultats sont considérés comme positifs par le gouvernement, qui affiche un objectif quantitatif atteint et annonce que la dépendance aux désinfectants ("fumigants") a fortement diminué. Cet avis n'est pas partagé : De Jong *et al.*, 2001, ont comparé les ventes et les utilisations de pesticides aux Pays-Bas depuis 1974. Ils mettent en évidence une diminution importante des ventes pondérales, mais notent que cette diminution est liée presque exclusivement à une diminution des ventes de désinfectants du sol.

Les ventes d'herbicides ont diminué en valeur pondérale, mais les molécules ont beaucoup évolué depuis les années 70. Les ventes de fongicides ont augmenté depuis les années 70. Les ventes d'insecticides ont tout d'abord diminué, mais augmentent à nouveau depuis les années 90. Au total, les objectifs pondéraux fixés sont atteints pour les désinfectants (objectif = -68%) et les insecticides (objectif = -36%), mais pas du tout pour les herbicides (objectif = -45%, réduction effective de 17%) ni les fongicides (objectif = -36%, augmentation constatée de 10%). La diminution totale, toutes molécules confondues (46%), est proche de l'objectif fixé (50%).

Les moyens considérés comme les plus efficaces (par le gouvernement) pour atteindre l'objectif de réduction sont, dans l'ordre :

- les régulations autoritaires (abolition en 1992 de l'utilisation obligatoire des désinfectants du sols en culture de pommes de terre en monoculture, interdiction en 1993 d'utilisation de désinfectants plus d'une fois tous les 4 ans) ;
- l'existence de techniques alternatives (développement de variétés de pommes de terre plus résistantes aux nématodes à kystes, utilisations de matières actives à moindres doses, systèmes d'avertissements pour les maladies principales).
- les stimulations économiques (conditionnement de l'octroi des aides européennes à l'utilisation d'un désherbage mécanique des maïs ; utilisation d'abeilles pour réaliser la pollinisation sous serres, technique considérée aux Pays-Bas comme rentable économiquement ; étiquetage certifiant que les produits ont été cultivés en respectant l'environnement, ce qui n'a pas permis de meilleurs prix de vente, mais un meilleur accès au marché). Le gouvernement finance des campagnes de publicité pour inciter les consommateurs à acheter des produits étiquetés respectueux de l'environnement.
- la disparition de pesticides nocifs.
- l'agriculteur doit accepter de prendre des risques : c'est le point faible du dispositif.
- les aides financières du gouvernement, comme le financement de programmes d'apprentissage, de la publicité pour les produits étiquetés respectueux de l'environnement, le financement de la recherche.

Pour De Jong *et al.*¹², oser un objectif en termes de réduction de poids a conduit à utiliser des composés actifs à dose plus faible, et à limiter les désinfectants du sol.

Le gouvernement néerlandais travaille sur un second programme dont l'objectif est cette fois de limiter la concentration en résidus toxiques dans l'eau, qui doit être inférieure à la concentration maximale autorisée en 2010. Le gouvernement considère que cette réduction devrait permettre de limiter l'impact des pesticides sur l'eau de 95% en 2010 par rapport à 1998 pris comme référence.

Atteindre cet objectif sera permis surtout par la législation, qui interdit l'utilisation de pesticides les plus dommageables, qui va obliger les maraîchers et les agriculteurs à appliquer des mesures de contrôle intégré ("integrated control measures") et à réaliser un plan de protection de leurs cultures. Le

¹² de Jong F.M.W., de Snoo G.R., Looij T.P.J., 2001, Trends of pesticides use in the Netherlands, Mededelingen, 66, 823-834.

gouvernement prévoit aussi de stimuler la protection durable des plantes par des projets de recherche sur la protection intégrée ("integrated crop protection") et des projets de transfert des connaissances de la recherche vers son application.

Tableau 6.5-2. Illustration de mesures proposées ou mises en œuvre dans différents programmes ou projets nationaux, européens, étrangers

Objectifs	Actions/options techniques	Plan interministériel français	Stratégie UE	Expériences étrangères
			en amont, plan nationaux de réduction des dangers, des risques et de la dépendance à l'égard de la lutte chimique	
Adapter les usages aux conditions de milieu	Assortir les AMM de restrictions d'usages en fonction de conditions de milieu type, associées à des risques de persistance ou de transfert ou encore d'impact a(1).	actions n°1, n°7 actions n°2, n°43 action n°11		
Limiter les transferts à l'application	<i>Au niveau des techniques d'épandage</i>	action n°33		
	Améliorer techniques et conditions d'application *Réglage (c1) et qualité des appareils (c2) *Limitation de la dérive (choix buses et adjuvants) (c3) *Traitements localisés (c4) *Désherbage mixte (c4) *Evolution technologique des appareils (procédé, automatismes) (c5)	action n°15 action n°37 actions n°25, n°26	Normes (ISO/CEN) COM2002 (inspection) (ue3) Conditionnalité	diplôme d'utilisateur (Dan, USA, Es) Contrôles obligatoires (Bel, Ge, Sw, NI, Pol) ou conditionnels (It, A, Fin, Nor, Sp, UK, S) gestion des ZNT (UK) agriculture de précision (US)
Limiter les transferts post-application dans la parcelle	<i>Choix de pratiques culturales et SDC</i>	actions n°27, n°28 actions n°44, n°45		
	Application du principe de substitution (j1)		modification de la Directive 91/414/CE (ue5)	
Piéger les fuites au-delà de la parcelle	<i>Gestion des éléments du paysage</i>			
	Implantation de Bandes enherbées et boisées	MAE 0402A, 0403A, 0501A à 0506A	conditionnalité	
	Fossés Favoriser le maintien d'une végétalisation contrôlée des fossés	MAE 0601A à 0618A	DCE (ue1)	
	Zones humides		COM2002 (restrictions d'usage) (ue2)	

6.6. Conclusion

Les résultats présentés dans les chapitres 2 à 5 montrent la richesse des connaissances issues d'études consacrées à la fois à la protection des cultures, aux impacts environnementaux de cette protection et à la réduction de ces impacts lorsque celle-ci repose majoritairement sur l'utilisation de pesticides.

Mieux comprendre les sources de contamination et les mécanismes de transferts des pesticides pour en limiter l'importance constituent une approche présentée dans ce chapitre comme niveau d'objectifs T. La mise en œuvre du niveau T représente la poursuite d'une bonne part des actions engagées depuis une quinzaine d'années au niveau national et local. Ces actions, dont l'expertise confirme la validité des fondements, resteront pertinentes tant que l'utilisation des produits phytosanitaires ne sera pas très significativement diminuée : elles doivent donc être soutenues.

Outre la poursuite de recherches sur les techniques d'applications, les mécanismes du transfert et ses impacts, ce soutien devrait être accru en renforçant la formation des agriculteurs et la mise en place de réseaux d'expérimentations : ceux-ci, destinés à l'adaptation des pratiques et des aménagements aux conditions locales, devront également faciliter leur appropriation par les agriculteurs, ainsi que les autres acteurs locaux concernés.

Enfin, l'organisation de la connaissance de l'utilisation des produits, de l'évolution des pratiques et de celle de la contamination des milieux doit être renforcée et améliorée, pour permettre une évaluation correcte de la progression et de l'efficacité des actions entreprises.

Néanmoins, il apparaît que la maîtrise des contaminations et pollutions engendrées par les pesticides passe par une nécessaire et significative réduction de leur utilisation. A cet enjeu environnemental s'en ajoutent deux autres justifiant cette réduction d'utilisation : préserver et mieux exploiter les mécanismes naturels de régulation des populations de bio-agresseurs existant au sein des agro-écosystèmes, préserver l'efficacité de substances actives aujourd'hui homologuées et dont le renouvellement est plus qu'incertain pour certains usages.

Un objectif ambitieux, mais sans aucun doute nécessaire, est de rendre les agrosystèmes moins dépendants de l'utilisation des pesticides. Cela signifie qu'après être passé de la lutte contre les bio-agresseurs à la protection des plantes, il nous faut maintenant nous engager vers la définition et la mise en œuvre de stratégies de gestion intégrée des systèmes de cultures préservant leur état sanitaire.

Un corpus de connaissances scientifiques et techniques existe, inégal en fonction des systèmes de culture (bien développé en grandes cultures, conséquent en arboriculture, sans doute largement insuffisant en cultures légumières). Des expériences de terrain conduites par des structures de recherche ou de développement à l'échelle nationale, en montrent la pertinence (grandes cultures, arboriculture). Au-delà de nos frontières, les expériences se développent avec une gamme d'ambition dans les objectifs visés et les moyens mis en œuvre dont nous pouvons tirer profit.

Mieux raisonner l'utilisation des pesticides (niveau d'objectifs R) est un passage nécessaire, déjà présent dans un certain nombre de mesures aujourd'hui en place ou en voie de l'être. L'information, la formation qui accompagnent cette évolution sont importants pour une prise de conscience des conséquences de l'utilisation des pesticides, mais aussi des conditions qui font que dans certaines situations, il est possible de s'en passer.

Privilégier ces conditions et situations avec un objectif de minimisation (niveau d'objectifs S), voire de suppression (niveau d'objectifs S⁺) de l'utilisation des pesticides revient à remettre en question la construction des systèmes de culture et à baser celle-ci sur le meilleur compromis de choix de pratiques entre objectif d'amélioration du potentiel de production et objectif de préservation de l'état

sanitaire des cultures. Une telle évolution, qui semble attendue par la société, ne peut sans doute se concrétiser sans des mesures incitatives et d'accompagnement fortes.

L'analyse économique faite dans le cadre de cette expertise ainsi que les bilans de quelques expériences étrangères montrent l'intérêt d'une taxation des pesticides instaurée progressivement, mais jusqu'à un niveau suffisant, pour inciter à l'utilisation de méthodes alternatives ou à la mise en place de techniques culturales préventives. Le soutien à l'activité agricole, s'il s'avère nécessaire, devra alors être traité dans un autre cadre, en fonction du principe "un objectif - un instrument". Dans le même temps une politique active en terme de recherche et de conseil pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides doit être mise en place. Enfin, il sera important de fixer clairement les objectifs attendus et les pas de temps considérés pour les atteindre, qui seront d'autant plus longs sans doute que les objectifs seront ambitieux.

En terme de priorités, une réduction de l'utilisation de pesticides sur grandes cultures parce qu'elles touchent des surfaces importantes est évidemment à rechercher, mais une telle réduction "quantitative" ne saurait faire oublier des systèmes de culture plus localisés, souvent très consommateurs en pesticides comme les cultures fruitières ou la vigne, ou bien les cultures maraîchères, par ailleurs situées souvent dans des zones où le risque de contamination ou de pollution peut être plus sensible (zones littorales, zones péri-urbaines). Dans ces cas précis, qui seront à définir (zone de captage d'eau potable, périmètres de zones considérées comme sensibles...), un ensemble d'instruments spécifiques, mis en œuvre à une échelle limitée, devront être envisagés pour compenser des coûts supplémentaires et maintenir les revenus des exploitations concernées.

Etude de cas "Grandes Cultures"

Réalisée par : Laurence Guichard, Jean-Noël Aubertot, Philippe Debaeke, Jean-Joël Grill, en collaboration avec le groupe de travail du projet ADAR "Systèmes de culture innovants", et notamment son animateur, Nicolas Munier-Jolain.

Introduction

Les stratégies alternatives au recours exclusif aux pesticides pour contrôler les ennemis des cultures ont été décrites au chapitre 4. Cette seconde partie du chapitre 6 vise à illustrer comment ces stratégies, récapitulées dans la 1^{re} partie du chapitre, peuvent être déclinées pour une situation de production donnée. L'étude de cas retenue concerne les grandes cultures, sur des parcelles septentrionales en "petites terres", c'est-à-dire dans un sol superficiel, à faible réserve hydrique et contenant une forte proportion de cailloux.

L'objectif de la réflexion présentée ici est d'illustrer la mise en œuvre d'un ensemble de mesures à l'échelle du système de culture pour limiter le recours aux pesticides et non de fournir une série de recommandations techniques. Les raisons qui poussent à cette réserve préalable importante sont triples. Tout d'abord, les scénarios présentés pour limiter l'emploi des pesticides reposent sur des connaissances expertes qui ont été acquises dans une gamme de situations données et n'ont pas un domaine de validité recouvrant l'ensemble du territoire national. Deuxièmement, il est difficile de définir de manière exhaustive les profils de bio-agresseurs rencontrés, par manque d'observations dans les parcelles agricoles à une échelle nationale et pluriannuelle. Enfin, il existe une forte incertitude quant à la quantification des interactions entre les systèmes de culture et les composantes biologiques du champ cultivé. Les fonctions de dommage et de perte sont souvent mal connues et l'efficacité de stratégies alternatives insuffisamment caractérisée. Néanmoins, malgré ces réserves liminaires, cette étude de cas a vocation à illustrer la généralité de l'approche.

Ce travail s'appuie fortement sur les propositions d'un groupe d'experts animé par N. Munier-Jolain (INRA Dijon)¹ dans le cadre du projet ADAR "Systèmes de culture innovants". Menés au printemps 2005, les travaux de ce groupe ont contribué à proposer des systèmes de culture innovants, dans une perspective de réduction des impacts environnementaux liés aux pesticides. Cette réflexion a été conduite hors de toute contrainte économique, socio-économique, réglementaire, technique.

Il aurait pu être conduit différemment si nous disposions pour différentes situations de production des modèles permettant de représenter les effets des systèmes de culture sur les profils de bio-agresseurs et sur le triptyque dégâts-dommages-pertes associé. Comme de tels modèles ne sont pas encore disponibles, nous avons choisi d'illustrer la démarche à dire d'experts.

Matériel et Méthode

La situation étudiée est la suivante. Nous considérons un système de culture basé sur une rotation triennale colza-blé-orge d'hiver, dans une "petite terre" (argilo-calcaire caillouteux), en zone septentrionale. La notion de rotation est utilisée pour caractériser le système de culture, même si la notion de succession semblerait plus adaptée pour décrire les systèmes de culture actuels, évoluant rapidement au gré des politiques agricoles et des fluctuations de marché.

¹ Constitution du groupe de travail ADAR "Systèmes de culture innovants" : N. Munier-Jolain (INRA), L. Ruck (CETIOM), N. Levoen (Chambre d'Agriculture 76), B. Omon (Chambre d'Agriculture 27), M. Laurent (Agrotransfert Poitou-Charentes), O. Guérin (Chambre d'Agriculture 17), M. Geloën (Chambre d'Agriculture 89), A. Villard (Chambre d'Agriculture 71), S. Piaud (Chambre d'Agriculture 77), G. Cattin (Chambre d'Agriculture 51), P. Mischler (Agrotransfert Picardie), C. Muchembled (ITB), L. Jouy (Arvalis), B. Rolland (INRA).

Nous nous sommes donnés le cadre de travail suivant :

- 1) L'échelle parcellaire est privilégiée par manque de données permettant d'intégrer l'échelle supra-parcellaire, bien que celle-ci joue un rôle prépondérant dans la définition des profils de bio-agresseurs.
- 2) Les fluctuations climatiques, sources de variabilité des profils de bioagresseurs rencontrés, et des conditions de croissance des cultures, ont été représentées en terme de fréquence d'obtention de niveaux de rendements (voir partie résultats).
- 3) Pour chaque culture, les rendements potentiels ainsi que les pertes de rendement de chaque bioagresseur ont été estimées à dire d'experts.

L'étude de cas concerne la succession colza-blé-orge d'hiver (100% semis d'automne), fréquemment pratiquée en sol argilo-calcaire caillouteux en surface. A partir d'une situation initiale de référence correspondant à des pratiques dominantes dans le paysage agricole actuel (S_0), trois systèmes de culture alternatifs limitant le recours aux pesticides ont été étudiés : réduction de l'usage des pesticides sans modification de la rotation (nommé S_1 et correspondant au niveau d'objectifs R du chapitre 6) ; réduction de l'usage des pesticides avec modification de la rotation (nommé S_2 et correspondant au niveau d'objectifs S du chapitre 6) ; aucune utilisation de pesticides (nommé S_3 et correspondant au niveau d'objectifs S+ du chapitre 6). Chacun de ces quatre systèmes a été évalué sur ses performances agronomiques (rendement), économiques (marges brute et semi-nette à l'hectare), en temps de travail (nombre d'interventions et temps passé en heures/ha) et environnementales (indicateur I-Phy, Bockstaller (2004)²), fréquence de traitement³ et quantité de matières actives par hectare).

Les 4 systèmes font l'objet d'une description détaillée des règles de décision qui les gouvernent et des itinéraires techniques qui en résultent (cf. tableaux en annexe).

La **situation actuelle** (S_0) se caractérise par un travail du sol simplifié (absence de labour) imposé par les contraintes d'implantation d'automne. La lutte contre les bioagresseurs repose essentiellement sur un contrôle chimique. Les périodes de désherbage peuvent varier selon le type de flore de la parcelle et la connaissance que l'agriculteur en a. Le déchaumage est pratiqué en interculture (1-2 passages) ; il peut être utilisé pour limiter les graminées et favoriser les levées qui seront détruites par la suite (vulpin, gaillet). Les traitements fongicides sont modulés selon la pression de l'année. Le choix de variétés résistantes est privilégié sur colza (car le phoma est mal maîtrisé par les interventions chimiques) mais pas sur céréales, où l'on retient la variété sur des critères de productivité. Les ravageurs (limaces, charançons, méligèthes, pucerons) ne sont contrôlés que par la voie chimique en fonction des risques climatiques (interventions sur la base de seuils). Les itinéraires techniques mis en œuvre sur cette succession de cultures permettent de s'affranchir des principaux facteurs limitants du rendement et assurent l'obtention du potentiel pédoclimatique.

L'objectif du scénario S1 est de réduire l'utilisation de pesticides sans modification de la rotation. La rotation courte "100% cultures d'hiver" est le principal défaut de ce système de culture. La réduction d'emploi des pesticides est donc limitée car le risque d'explosion des populations de bioagresseurs est fort surtout en travail du sol simplifié. Les cibles prioritaires concernent les adventices et les insectes (colza, blé).

La réduction d'utilisation d'herbicides, sans changer la succession ni le travail du sol (S_1) repose sur une réduction des levées d'adventices précoces. Cela passe par des faux-semis et des semis tardifs en céréales (pour déplacer les pics de levée vers le printemps et augmenter les périodes disponibles au désherbage mécanique à l'automne), par des semis anticipés de colza (et des apports d'azote précoce) en vue de renforcer sa capacité d'étouffement des levées d'adventices d'automne. Dans ce système S1, on remplace le désherbage total au glyphosate en interculture par une intervention mécanique superficielle. Enfin, on introduit le désherbage mécanique en vue de réduire le nombre d'applications chimiques, auxquelles on fait appel en rattrapage éventuel.

² Bockstaller, C. (2004). Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy. In "Un point sur... Estimation des risques environnementaux des pesticides" (INRA, ed.) INRA, Paris. 75-86 p.

³ L'indicateur fréquence de traitement s'exprime par un nombre de doses homologuées appliquées par hectare. Il permet de rendre compte des éventuelles réductions de doses de pesticides mises en œuvre.

La réduction d'emploi d'insecticides est recherchée par une stimulation de la faune auxiliaire à l'échelle du paysage (créations de zones refuges) ou par l'attraction des insectes sur des fleurs "pièges" (10% de floraison précoce en colza). Le recours aux insecticides se fait sur la base de seuils de nuisibilité. En céréales, les variétés barbues, moins sensibles aux pucerons, sont privilégiées.

Chaque fois que possible, on choisit des pesticides à plus faible risque écotoxicologique.

Enfin, on attend du semis tardif de variétés rustiques et de la réduction de l'apport d'azote en céréales une diminution du risque de maladies (et de pucerons à l'automne), ce qui permet de réduire les applications de fongicides et insecticides.

On pourrait introduire également des **méthodes de lutte biologique contre les champignons pathogènes** (par exemple, la sclérotiniose du colza, cas non traité dans l'exemple).

L'objectif du scénario S2 est de réduire fortement (70% en grammage) le recours aux pesticides par rapport au système actuel, tout en s'interdisant le recours aux pesticides présentant un fort risque pour l'environnement (ex. herbicides racinaires) et pour la santé humaine. Dans ce cadre de "contraintes", la succession colza-blé-orge n'est plus faisable techniquement. **Une diversification et un allongement de la rotation sont préconisés dans le cadre d'une protection intégrée :**

- par l'insertion de cultures de printemps permettant (1) de pratiquer des faux-semis et de réduire le stock semencier des adventices automnales, et (2) d'éviter la production semencière d'espèces automnales pendant 1 an ;

- pour augmenter la fréquence de cultures "étouffantes" (triticale) et de cultures pluriannuelles permettant de rompre le cycle levée-grenaison.

Une rotation possible serait : Trèfle (2 ans) – Blé – Tournesol – Triticale – Colza – Blé – Orge de Printemps. Dans cette rotation, le trèfle est conduit sur une jachère. Son produit n'est donc ni récolté ni vendu. Ce choix retenu pour l'exemple n'a évidemment pas vocation à être extrapolé. La jachère se raisonne à l'échelle de l'exploitation, en fonction notamment de ses caractéristiques propres et de son environnement socio-économique, considérations que nous ne prenons pas en compte ici.

Les cibles prioritaires sont :

- les adventices automnales du blé,
- les insectes ravageurs du colza,
- dans une moindre mesure les adventices du tournesol et les pucerons sur épis.

Dans ce système, on introduit le labour (peu profond pour favoriser les carabes), pour détruire le trèfle et enfouir durablement les semences d'adventices.

Dans les cultures de vente, le contrôle des adventices s'exerce précocement par le désherbage mécanique complété (si nécessaire) par des applications chimiques de post-levée. L'application d'insecticides en colza suit les seuils proposés par le Cetiom⁴ et seules les attaques exceptionnelles de pucerons sur blé sont traitées chimiquement (1 an / 10). On accepte donc pour ce système un niveau de risque lié aux insectes plus important que sur les 2 systèmes précédents (S0 et S1).

Les mesures non chimiques préconisées au niveau S1 restent valables (semis tardifs de céréales d'automne et précoces des colzas, variétés tolérantes aux maladies, lutte biologique...). L'orge de printemps est semée assez tôt au printemps pour ne pas être affectée par la flore adventice favorisée par le tournesol.

Enfin, l'objectif du scénario S3 est de supprimer complètement tout recours aux pesticides (S₃).

On conserve la succession précédente. Toutes les méthodes de lutte non chimique évoquées précédemment sont utilisées, ce qui ne garantit pas une efficacité suffisante chaque année. Cependant la composition de la rotation est de nature à réduire les principaux risques liés à un retour fréquent d'une même espèce ou d'un même cycle cultural. Seules les attaques liées à des contaminations aériennes peuvent certaines années être mal contrôlées par les stratégies d'esquive (semis tardif de céréales, semis de 10% de variétés précoces dans le colza pour piéger les méligèthes). Si les solutions liées à l'aménagement du paysage sont de nature à favoriser le développement de la faune auxiliaire, leur mise en œuvre supposera une gestion collective et des incitations.

⁴ Cetiom 2004. Colza d'hiver : les techniques culturales. Le contexte économique. 40 pp.

Résultats

Les itinéraires techniques sont présentés de manière synthétique sous forme de tableaux pour chacun des quatre systèmes proposés. Leur évaluation comparative repose sur 4 critères :

- évaluation agronomique par estimation des rendements,
- évaluation économique par estimation des marges brutes et marges semi-nettes,
- évaluation "temps de travail" par estimation du nombre de passages et du temps passé/ha
- évaluation environnementale par mise en œuvre de l'indicateur I-Phy, calcul des indicateurs "fréquence de traitement" et "quantité de matières actives utilisées".

. Analyse des performances agronomiques

Le tableau 1 présente l'analyse des 4 scénarios pour le rendement. Les rendements et pertes de rendement occasionnées par les différents itinéraires techniques ont été estimés "à dire d'experts". Ils reposent sur les connaissances d'un collectif de techniciens. Certains scénarios quasiment inexistantes (S2 et S3) manquent clairement de références et reposent sur une estimation de fréquences d'accidents liés à une mauvaise maîtrise des bio-agresseurs, et/ou une efficacité imparfaite du contrôle non chimique. Ces estimations, bases des différentes évaluations, méritent évidemment d'être validées par des données expérimentales. Ce travail est envisagé dans le cadre de la poursuite du projet ADAR "Systèmes de culture innovants".

Tableau 1. Analyse comparative à dire d'experts des 4 scénarios pour le rendement (q/ha et fréquence d'obtention entre parenthèses).

Années	Référence (S ₀)	Réduction des pesticides sans modification de la rotation (S ₁)	Protection intégrée (S ₂)	Zéro pesticides (S ₃)
1	Colza: 35	Colza: 35 (3/5) 15 (2/5)*	Trèfle	Trèfle
2	Blé : 75	Blé : 60 (4/5) 50 (1/5)**	Trèfle	Trèfle
3	Orge H : 70	Orge H : 55 (4/5) 45 (1/5)**	Blé : 60***	Blé : 55 (4/5) 45 (1/5) x
4			Tournesol : 25	Tournesol : 20
5			Triticale : 60***	Triticale : 55***
6			Colza : 30 (3/5) 15 (2/5)*	Colza : 30 (2/5) 15 (3/5)*
7			Blé : 60***	Blé : 55 (4/5) 45 (1/5) **
8			Orge P : 50***	Orge P : 50 **

* accidents insectes ** concurrence adventices + dégâts herse étrille *** dégâts herse étrille
x dégâts herse étrille + accidents pucerons

La réduction d'utilisation des pesticides s'accompagne d'une variabilité plus forte des rendements conduisant à des rendements en moyenne plus faibles pour les stratégies alternatives à S₀ (Tableau 1). En céréales, cette baisse des rendements est liée aux semis plus tardifs, à la fertilisation azotée réduite et aux pertes de pieds consécutifs au(x) passage(s) de la herse étrille. La fréquence des accidents (ravageurs du colza et pucerons) est plus fréquente pour les stratégies s'affranchissant partiellement ou totalement des insecticides (S₂ et S₃). La concurrence adventice est cependant atténuée par le changement de succession de cultures.

. Analyse comparative des performances économiques

Les performances économiques des 4 systèmes ont été évaluées par une estimation des marges brutes et marges semi-nettes permises par ces systèmes. La marge brute est le solde entre produit brut (vente de la production et aide compensatoire) et charges opérationnelles (semences, engrais, pesticides). La marge semi-nette tient également compte des charges de mécanisation (coût d'utilisation du matériel hors main d'œuvre).

Les prix des produits phytosanitaires sont issus du hors série "index des prix" de la France Agricole, novembre 2004. Les coûts d'utilisation du matériel ont pour source l'index des prix et des normes agricoles 2002-2003, 18^e édition (Eds Synthèse agricole). Les barèmes retenus sont établis par le BCMA. Les hypothèses de type de matériel sont les suivantes :

Catégorie de matériel				
traction	Travail du sol	Fertilisation, semis et entretien	Moissons	Manutention, transports et divers
Tracteur 4 RM, 110 cv (700h/an)	Charrue 4 corps Pulvérisateur 32 disques (3.3m) Herse légère 4m (100 h/an)	Distributeur engrais pneumatique 12m Pulvérisateur porté cuve 10 hl, rampe 18m Semoir céréales 3m Broyeur fléau en Y, 2.4m Bineuse 6 rangs	Moissonneuse batteuse <150cv	Remorque 12 t

Le tableau 2 présente les niveaux de charges opérationnelles (dont charge en pesticides) et charges de mécanisation engendrés par les 4 systèmes.

Tableau 2. Présentation des niveaux de charges opérationnelles (dont pesticides) et charges de mécanisation retenus pour les 4 scénarios (en €/ha).

Les valeurs ont été calculées à partir des itinéraires techniques présentés dans les tableaux en annexe et de l'Index des prix et des normes agricoles 2002-2003 (Eds synthèse agricole, 18^e édition).

Années	Référence (S ₀)	Réduction pesticides sans modification rotation (S ₁)	Protection intégrée (S ₂)	Zéro pesticides (S ₃)
1	Colza Ch. opé 381 dont pest. 194 Ch. méca 346	Colza Ch. opé 267 dont pest. 54 Ch. méca 463	Trèfle Ch. opé 30 dont pest. 0 Ch. méca 188	Trèfle Ch. opé 30 dont pest. 0 Ch. méca 188
2	Blé Ch. opé. 413 dont pest. 209 Ch. méca 375	Blé Ch. opé. 249 dont pest. 99 Ch. méca 346	Trèfle Ch. opé 0 dont pest. 0 Ch. méca 136	Trèfle Ch. opé 0 dont pest. 0 Ch. méca 136
3	Orge H Ch. opé 330 dont pest. 280 Ch. méca 337	Orge H Ch. opé. 147 dont pest. 45 Ch. méca 308	Blé Ch. opé 72 dont pest. 0 Ch. méca 238	Blé Ch. opé 72 dont pest. 0 Ch. méca 238
4			Tournesol Ch. opé 110 dont pest. 0 Ch. méca 422	Tournesol Ch. opé 110 dont pest. 0 Ch. méca 422
5			Triticale Ch. opé 90 dont pest. 0 Ch. méca 268	Triticale Ch. opé 90 dont pest. 0 Ch. méca 268
6			Colza Ch. opé 159 dont pest. 18 Ch. méca 395	Colza Ch. opé 142 dont pest. 0 Ch. méca 375
7			Blé Ch. opé 202 dont pest. 52 Ch. méca 317	Blé Ch. opé 150 dont pest. 0 Ch. méca 307
8			Orge H Ch. opé 109 dont pest. 20 Ch. méca 307	Orge H Ch. opé 89 dont pest. 0 Ch. méca 297

Le tableau 3 présente les résultats des marges brutes et semi-nettes calculés pour les 4 scénarios.

Tableau 3. Analyse des performances économiques des 4 scénarios pour l'espérance de la marge brute et de la marge semi-nette (en €/ha).

Les valeurs ont été calculées à partir des itinéraires techniques présentés dans les tableaux et de l'Index des prix et des normes agricoles 2002-2003 (Eds synthèse agricole, 18ème édition). L'aide compensatoire est de 350€/ha. Le trèfle des scénarios S2 et S3 est une jachère dont le produit n'est pas vendu.

Années	Référence (S ₀)	Réduction pesticides sans modification rotation (S ₁)	Protection intégrée (S ₂)	Zéro pesticides (S ₃)
1	Colza Marge brute 739 Marge semi-nette 393	Colza Marge brute 677 Marge semi-nette 215	Trèfle Marge brute 320 Marge semi-nette 132	Trèfle Marge brute 320 Marge semi-nette 132
2	Blé Marge brute 672 Marge semi-nette 297	Blé Marge brute 681 Marge semi-nette 335	Trèfle Marge brute 350 Marge semi-nette 214	Trèfle Marge brute 350 Marge semi-nette 214
3	Orge H Marge brute 720 Marge semi-nette 383	Orge H Marge brute 733 Marge semi-nette 425	Blé Marge brute 878 Marge semi-nette 640	Blé Marge brute 808 Marge semi-nette 570
4			Tournesol Marge brute 915 Marge semi-nette 493	Tournesol Marge brute 780 Marge semi-nette 358
5			Triticale Marge brute 860 Marge semi-nette 592	Triticale Marge brute 810 Marge semi-nette 542
6			Colza Marge brute 719 Marge semi-nette 324	Colza Marge brute 671 Marge semi-nette 295
7			Blé Marge brute 748 Marge semi-nette 431	Blé Marge brute 730 Marge semi-nette 423
8			Orge H Marge brute 741 Marge semi-nette 434	Orge H Marge brute 761 Marge semi-nette 464
Moyenne annuelle sur la succession	Marge brute 710 Marge semi-nette 358	Marge brute 697 Marge semi-nette 325	Marge brute 691 Marge semi-nette 408	Marge brute 654 Marge semi-nette 375

La réduction progressive du recours aux pesticides de S₀ à S₃ conduit logiquement à diminuer les charges opérationnelles. Cette réduction est avant tout le fait des charges phytosanitaires. Mais elle intègre également des utilisations réduites de fertilisants (tableau 2).

Les charges de mécanisation sur une même culture (comparaison possible pour le colza et le blé sur les 4 scénarios) sont pour autant assez comparables. Cela s'explique par la substitution d'interventions de pulvérisation par des interventions mécaniques.

Le tableau 3 montre que l'espérance de la marge brute reste relativement équivalente en moyenne avec la diminution de l'usage des pesticides de S₀ à S₂ : cette espérance atteint en moyenne 710, 697 et 691 €/ha/an pour les systèmes S₀, S₁ et S₂ respectivement. Elle est en revanche légèrement plus faible en S₃ avec 654 €/ha/an. Ce relatif maintien de la marge, confirmé sur blé par les nombreuses années d'expérimentation "itinéraires techniques et blés rustiques", s'explique aisément : la diminution des charges opérationnelles compense les pertes de rendement occasionnés par les itinéraires techniques des scénarios alternatifs.

Cependant, le maintien de la marge brute moyenne sur la succession cache une très forte variabilité de ces marges pour les scénarios faisant peu ou pas appel aux pesticides (S₂ et S₃). La variance de la marge brute augmente au fur et à mesure que l'usage des pesticides diminue à cause de fortes attaques qui peuvent être rencontrées et non maîtrisées. Par exemple, la marge brute dégagée par le colza en S₂,

en moyenne de 719 €/ha (tableau 3), peut varier de 851 €/ha (3 années sur 5) à 521 €/ha (2 années sur 5). Cette variabilité importante des performances économiques pose la question du risque économique pour l'agriculteur et de sa capacité à faire face à ces fluctuations de trésorerie.

L'espérance de marge semi-nette est légèrement supérieure pour les scénarios S3 et surtout S2. Elle est respectivement de 358, 325, 408 et 375 €/ha pour les systèmes S₀, S₁, S₂ et S₃.

Analyse comparative du temps de travail

L'évaluation "temps de travail" (tableau 4) repose sur une estimation du nombre de passages par hectare et de leur chiffrage en temps.

Tableau 4. Analyse comparative des 4 scénarios pour le nombre d'interventions et estimation du temps passé par hectare (en heures/ha) (hors temps d'observation/notation/comptages pour déclenchements traitements)

Années	Référence (S ₀)	Réduction pesticides sans modification rotation (S ₁)	Protection intégrée (S ₂)	Zéro pesticides (S ₃)
1	Colza Nb passages : 15 Temps /ha : 6.3	Colza Nb passages : 16 Temps /ha : 13.7	Trèfle Nb passages : 7 Temps /ha : 5.7	Trèfle Nb passages : 7 Temps /ha : 5.7
2	Blé Nb passages : 17 Temps /ha : 6.9	Blé Nb passages : 16 Temps /ha : 8.1	Trèfle Nb passages : 5 Temps /ha : 4.5	Trèfle Nb passages : 5 Temps /ha : 4.5
3	Orge H Nb passages : 14 Temps /ha : 5.8	Orge H Nb passages : 11 Temps /ha : 6.4	Blé Nb passages : 6 Temps /ha : 4.1	Blé Nb passages : 6 Temps /ha : 4.1
4			Tournesol Nb passages : 11 Temps /ha : 12.9	Tournesol Nb passages : 11 Temps /ha : 12.9
5			Triticale Nb passages : 8 Temps /ha : 5.4	Triticale Nb passages : 8 Temps /ha : 5.4
6			Colza Nb passages : 13 Temps /ha : 8.2	Colza Nb passages : 11 Temps /ha : 10.3
7			Blé Nb passages : 13 Temps /ha : 7.2	Blé Nb passages : 12 Temps /ha : 7
8			Orge P Nb passages : 12 Temps /ha : 6.9	Orge P Nb passages : 11 Temps /ha : 6.7
Moyenne annuelle sur la succession	Nb passages : 16 Temps /ha : 6.3 h/ha	Nb passages : 15 Temps /ha : 9.4 h/ha	Nb passages : 10 Temps /ha : 6.8 h/ha (7.4 h/ha sur la succession CBO)	Nb passages : 9 Temps /ha : 7 h/ha (8h/ha sur la succession CBO)

La réduction du recours aux pesticides à rotation constante par substitution du chimique par du mécanique (passage S₀ à S₁) s'accompagne d'une très forte augmentation du temps d'intervention nécessaire, malgré un nombre d'interventions comparable. Ce type de succession requiert 6.3 heures/ha en S₀ contre 9.4 heures/ha en S₁, soit une augmentation du temps passé de près de 50%. Sur colza, cette augmentation est beaucoup plus importante, de l'ordre de 1 à 2.

Les scénarios S₂ et S₃ requièrent globalement sur l'ensemble de la succession moins d'interventions, mais les passages d'outils sont coûteux en temps (un binage prend 2,5 heures, contre moins d'une ½

heure pour un désherbage chimique), ce qui conduit à un temps de travail en moyenne comparable à celui du scénario S0 mais avec de fortes pointes sur les cultures de colza et tournesol notamment.

Notons que l'estimation du temps d'intervention est théorique : elle ne prend pas en compte les possibilités d'intervention ("fenêtres climatiques" pour herser ou biner), ni les temps d'observation et de notations nécessaires aux décisions. Enfin, elle ne rend pas compte de la complexité accrue du travail dans les scénarios S1 mais surtout S2 et S3. Ces scénarios reposent sur une plus grande diversité de cultures et davantage d'observations. Leur mise en œuvre nécessite de la part de l'agriculteur un investissement en temps accru (tableau 4) mais aussi en technicité et conduit *in fine* à une organisation du travail beaucoup moins simple : connaître et surveiller plus de cultures, intervenir plus fréquemment et de façon plus prolongée...

. Analyse comparative des impacts environnementaux liés à l'emploi des pesticides

Le tableau 5 présente une analyse comparative des performances environnementales (liées à l'emploi des pesticides) des 4 systèmes de culture testés.

Trois indicateurs ou descripteurs de pratiques sont proposés :

- l'indicateur I-Phy de la méthode INDIGO : il s'exprime par une note de 0 à 10. Si I-Phy =10, les risques de transfert vers l'environnement sont nuls, ce qui n'exclut pas le risque pour l'utilisateur. Si I-Phy > 7, les risques pour toutes les applications de substances actives sont faibles. Cela peut s'expliquer par (i) des risques pour les différents compartiments (air, eaux) faibles indépendamment de la dose (ii) un risque important pour un des trois compartiments (eau souterraines, superficielles et air) mais une dose d'application < 100g/ha. Si I-Phy < 7, une ou plusieurs substances actives sont à risques.
- l'indicateur "fréquence de traitement" (IFT) : il s'exprime en nombre de doses homologuées par ha et par an
- le descripteur "quantité de matières actives utilisée" : ce descripteur cumule l'ensemble des matières actives utilisées sur une parcelle une campagne et est exprimé en grammes par hectare et par an.

Le système S4, sans pesticides, conduit par construction à des valeurs de I-Phy égales à 10 et des valeurs nulles d'IFT et de quantités de m.a.

Le passage de S0 à S1 s'accompagne d'une forte diminution de la pression "pesticides" sur l'environnement, avec une baisse significative de la fréquence de traitements par ha et par an (de 7.4 "doses homologuées" dans la situation actuelle S0 à moins de 2 en moyenne sur la succession en S1) et une diminution parallèle très importante des quantités de matières actives utilisées (de 5 055 g/ha en S0 à 700g/ha en S1, soit une diminution de près de 85%). En parallèle, il est possible de diminuer les risques pour l'environnement en blé et colza par le choix de matières actives à faible risque (I-Phy > 7). Le scénario S1 se traduit ainsi par une amélioration significative de l'indicateur I-Phy conduisant à un niveau acceptable de risque sur ce scénario (I-Phy > 7) 2 années sur 3 (contre aucune année dans le scénario S0).

Le scénario S2 permet de supprimer le recours aux traitements 5 années sur 8, la fréquence de traitement étant proche de S1 pour les 3 dernières cultures de la rotation. La réduction de la pression pesticides est très forte puisque moins de 5g de m.a./ha/an sont utilisés sur ce système de culture. Cette réduction est le fait conjoint d'une absence d'utilisation de pesticides les 5 premières années, mais également d'une très faible utilisation de matières actives les 3 dernières années de la succession, sur les cultures de colza, blé et orge. Cette forte réduction s'accompagne d'un choix de produits à profil environnemental très satisfaisant, ce qui conduit à un niveau de risque environnemental très faible (risque environnemental nul 5 années sur 8 et en moyenne sur les 8 ans égal à 9,4).

Tableau 5. Analyse comparative des 3 scénarios pour 3 indicateurs : I-Phy (INDIGO, version 1.42) sur l'ensemble du programme de traitement, IFT indicateur de fréquence de traitement en nombre, et quantité de matières actives utilisées par hectare (en g/ha).

Années	S0 : référence			S1 : réduction des pesticides à même rotation			S2 : protection intégrée		
	I-Phy global	IFT	Qté m.a.	I-Phy global	IFT	Qté m.a.	I-Phy global	IFT	Qté m.a.
1	4 (colza) Pb tébutame / eaux souterraines	6	6028	8.9 (colza) Risque faible pour toutes les substances actives	2.1	1265	10 (trèfle) Aucun traitement	0	0
2	5* (blé) Pb isoproturon / eaux souterraines Pb fenpropimorphe / risque air Pb mesosulfuron et iodosulfuron / eaux souterraines Pb fluroxypyr / eaux souterraines	7.4	4214	7.5 (blé) Risque faible pour toutes les substances actives	2.2	190	10 (trèfle) Aucun traitement	0	0
3	4.6 (orge hiver) Pb isoproturon / eaux souterraines Pb dichlofop-méthyl / risque air	8.9	4923	5.1 (orge hiver) Pb dichlofop-méthyl / risqué air	1	720	10 (blé) Aucun traitement	0	0
4							10 (tournesol) Aucun traitement	0	0
5							10 (triticale) Aucun traitement	0	0
6							9.8** (colza) Risque faible pour toutes les m.a.	2.1	16
7							7.5 (blé) Risque faible pour toutes les m.a.	2	15
8							7.9 (orge printemps) Risque faible pour toutes les m.a.	1	6
Moyenne annuelle	Mini : 4 Maxi : 4.8 Moyenne : 4.5	7.4	5055	Mini : 5.1 Maxi : 8.9 Moyenne : 7.2	1.8	700	Mini : 7.5 Maxi : 10 Moyenne : 9.4	0.6	< 5

* un blé sur 2, l'autre blé = 5.1 ; ** un colza sur 2, l'autre colza = 10

Conclusion / discussion

De l'analyse des stratégies alternatives présentée ici, nous en tirons plusieurs enseignements :

- Sur le plan de l'impact environnemental, il est possible d'améliorer fortement les performances pour la situation de grandes cultures qui a servi de support de réflexion à l'étude de cas. Cette réduction des risques liés à l'utilisation de pesticides apparaît dès la 1^{re} stratégie de protection des cultures, sans modification de la rotation (S1). Malgré une rotation courte limitant fortement les

marges de manœuvre pour une réduction d'utilisation des pesticides, on passe dans cet exemple de 5 055 g de m.a./ha/an à 700 g de m.a./ha/an. Ce sont essentiellement les postes désherbage (par le recours aux interventions mécaniques) et insecticides qui peuvent être modulés. Mais cette réduction très importante est non seulement certainement la borne supérieure de ce qu'il est possible d'envisager dans ce cadre de contraintes (rotation identique, travail du sol simplifié), mais surtout d'une durabilité vraisemblablement limitée à quelques années. La probabilité est en effet très forte que ce type de stratégie alternative génère à l'échelle d'une rotation un stock semencier d'adventices qui deviendra rapidement incontrôlable sans le retour à une stratégie fortement fondée sur le chimique. Le passage à une stratégie de protection intégrée (S2), qui repose sur un allongement et une diversification de la succession des cultures élargit plus durablement les marges de manoeuvre. On arrive avec ce système à des utilisations très faibles de matières actives (moins de 5g/ha/an), s'accompagnant de risques environnementaux quasi nuls, et donc très proches de ceux permis par le système 3 "zéro pesticides".

- Sur le plan agronomique, il est important de souligner que ces systèmes "alternatifs" n'autorisent pas les mêmes niveaux de rendement, et surtout conduisent à une **variabilité des rendements très importante sur certaines cultures sensibles** du fait de défauts de maîtrise des populations de bio-agresseurs. De manière générale, l'occurrence de ces accidents augmente avec la diminution du recours aux pesticides et certaines années les rendements de cultures comme le colza sont très affectés. Les céréales subissent beaucoup moins ces accidents. Notons que notre analyse n'a pas porté sur la qualité sanitaire et technologique des récoltes, ce qui mériterait d'être exploré également.

- La variabilité des rendements se traduit par une **forte variabilité des performances économiques pour les systèmes "alternatifs", bien que leur performance moyenne soit sensiblement identique à la situation de référence**. Ces systèmes, qui génèrent moins de risques pour l'environnement (sur le plan des pesticides), sont en revanche plus risqués car à rentabilité plus fluctuante et imprévisible pour l'exploitant agricole. Cette remarque sur la plus grande irrégularité des marges soulève la question de la capacité de l'exploitant à supporter ces à-coups de trésorerie. Notons que cette analyse économique n'est traitée que du point de vue de l'exploitant. La traiter à l'échelle de la filière mettrait certainement en exergue un "manque à gagner" (vente de pesticides voire d'engrais, moins de collecte de produits végétaux) d'un certain nombre d'intervenants de la filière que nous n'abordons pas ici.

- La forte diminution des charges opérationnelles permise par les scénarios "alternatifs" s'accompagne d'une **forte augmentation du temps d'intervention sur les parcelles**, par substitution du chimique au mécanique (un binage prend 2,5 h/ha vs un désherbage moins d'une ½ heure). A cela s'ajoute du temps d'observation que nous n'avons pas été en mesure d'intégrer dans nos évaluations. On peut penser que les assolements plus diversifiés proposés en S2 et S3 conduisent, par multiplicité des cultures, à plus d'observations et de temps pour se former et s'informer. Des travaux réalisés par Arvalis⁵ ont par exemple montré que le temps de suivi sur une exploitation était proportionnel au nombre de cultures, et non à leur surface. En définitive, les meilleures performances environnementales sont acquises au prix de beaucoup plus d'investissement humain (travail et technicité). Cette remarque milite pour une analyse plus fine et plus poussée en terme de productivité économique du travail (et d'organisation du travail). Des systèmes collectifs d'avertissements devraient se développer pour réduire ce temps d'observation nécessaire à la décision.

Rappelons enfin que cette étude de cas a porté sur une situation particulière "colza-blé-orge" en petites terres à cailloux. Elle permet d'illustrer une mise en œuvre concrète de solutions possibles sur ce cas de figure. Ce travail mériterait plusieurs prolongements et notamment :

- l'exploration d'autres situations agricoles, différentes (successions de cultures, conditions pédoclimatiques...)
- l'analyse d'autres impacts environnementaux : énergie, azote...
- l'analyse plus poussée des stratégies alternatives proposées pour ce qui concerne les charges de mécanisation, les choix de matériel et les impacts en investissement/amortissement.

⁵ Le Monnier de Gouville E. (1994). Le temps consacré par les agriculteurs à la prise de décision et au suivi technique des cultures, mémoire de fin d'études ISAB, 91pp.

Viaux P. (2005). "Observer les cultures : quels objectifs ? Quels temps y consacrer ?", *Oléoscope* (à paraître)

Itinéraires techniques par culture et pour chaque scénario

Rotation : Colza – Blé – Orge d'hiver (niveau 0)				
Culture	Stratégie - tactique	Règles de décision	Cas d'étude	Commentaires
Colza	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Favoriser la dégradation des pailles. Faire lever les repousses de céréales et certaines adventices (bromes, géraniums...)	1 déchaumage juste après récolte du blé pour préparer le sol pour le colza 1 deuxième déchaumage début août	Idem	
		Fertilisation de fond		
	Détruire adventices levées suite au déchaumage	Glyphosate mi août	mi août : Glyphosate 360 g/l (2 L/ha)	
	Désherbage de pré-semis pré-levée pour assurer une bonne efficacité à faible coût	Désherbage de pré-semis enfoui par le semoir	Tréflan 2.5 l avant semis	
		Semis à partir du 20 août Variété : la plus productive dans la région et bon comportement phoma + groupe d'alternance pour éviter résistances phoma Densité 60 gr/m ²	Extra semé début septembre	
	Désherbage selon flore	Désherbage : Butisan ou Colzor trio	Colzor 5 l/ha début septembre (après semis)	Pré-levée
	Antilimaces selon observations sur pièges	0-2 applications d'anti-limaces (de cotylédons à 4 feuilles)	Skipper 3 kg/ha début septembre	
	Insectes d'automne selon observations des cuvettes	0-1 insecticides contre altises et charançons bourgeon terminal à l'automne	Karaté Zéon 0.08 l/ha octobre	
	Désherbage de rattrapage : Objectif : parcelle propre	Désherbage de rattrapage (très fréquent) <ul style="list-style-type: none"> • Cent 7 sur sanves • et/ou Antrigraminées (Targa D+ ou Kerb si résistances FOP ou DIME) sur repousses, vulpins, ray-grass 	Kerb flo 1.25l/ha mi février	
	Fertilisation azotée : objectif rendement potentiel 40 q/ha. Méthode du bilan prévisionnel	1 ^{er} Apport d'azote fin janvier 60 u.	80 U	
		2 ^e apport au stade boutons accolés, selon réglette CETIOM. Soufre : 75 u. à la montaison	100 U	
	Protection insecticide contre les charançons de la tige, méligèthes, pucerons, charançon siliques selon observations (seuils) Protection fongicide contre sclérotinia et/ou oïdium selon risque	0 ou 1 ou 2 insecticides au printemps Fongicide : 1-2 traitement raisonné à la chute des pétales (carbendazime si sclérotinia ou triazole ou autre si résistance)	Karate Xpress 0.1l fin mars Eria 2l fin avril	
	Récolte	mi juin	35 q ha	

Rotation : Colza – Blé – Orge d'hiver (niveau 0)				
Blé	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Faire lever les repousses de colza et certaines adventices (bromes, géraniums...)	1-2 déchaumages au mois de juillet-août (dernier passage fin août)		
		Glyphosate fin septembre	Glyphosate 360 g/l générique. 2,5 L/ha fin septembre	Dose forte car repousses de colza
	Semis précoce d'une variété productive	semis 5 oct au combiné rotative-semoir Variété productive Densité 250 gr/m ²	Charger semée 10/10	
	Protection semences contre pucerons et jaunisse nanisante	Traitement de semences Gaucho		
	Fertilisation azotée : objectif rendement potentiel 80 q/ha. Méthode du bilan prévisionnel	Fertilisation en 3 apports : Objectif de rendement atteint 2 années sur 10	Tallage 60 U Epi 1 cm 80 2N gonflement 40 U	
	Traitement insecticide systématique	1 Traitement insecticide à gonflement et sur épi contre pucerons	Ducat 0.3l/ha mai Enduro 0.4l/ha juin	
	Désherbage : Traitement de base systématique Ajustement selon observations Seuils très bas (qq taches)	Désherbage IPU + bifénox ou dff à l'automne puis Sulfo (Archipel) ou FOP en sortie d'hiver selon présence de graminées et/ou dicots Rattrapage au printemps si gaillets	Quartz GT 2.4l/ha à l'automne (novembre) Archipel 0.25 kg/ha en sortie hiver (fin février) Kart 0.8l/ha (rattrapage gaillet) mi avril	Archipel 1 blé sur 2 Kart 1 blé sur 2
	Fongicides : traitements systématiques avec ajustement tactique selon les risques de l'année et de la parcelle	2 à 3 passages selon pression de maladies de l'année. Doses modulées selon la pression maladies de l'année prochloraze ou cyprodinil si piétin-verse strobi et triazole selon pression septoriose	Unix + Opus team (0.6+0.7) début avril Amistar + Opus team (0.5+0.5) mi mai Epopée 0.7 l mi juin	Epopée 1 blé sur 2
Récolte	15 juillet, pailles broyées	75 q/ha		

Rotation : Colza – Blé – Orge d'hiver (niveau 0)				
Orge d'hiver	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Faire lever certaines adventices (bromes, géraniums...)	1-2 déchaumages au mois de juillet-août (dernier passage fin août)		
		Glyphosate fin septembre	Glyphosate 360 g/l générique. 2 L/ha fin septembre	
	Semis précoce d'une variété productive	semis 5 oct. au combiné rotative-semoir Variété productive, densité 250 gr/m ²	Estérel	
	Protection semences contre pucerons et jaunisse nanisante	Traitement de semences Gaucho		
	Fertilisation azotée : objectif rendement "potentiel" 80 q/ha. Méthode du bilan prévisionnel Objectif de rendement atteint 2 années sur 10	Fertilisation en 3 apports : <ul style="list-style-type: none"> • Tallage (15 fév.) • Epi 1 cm • 2 nœuds-gonflement 		
	Traitements insecticides systématiques	2 Traitements insecticides à gonflement et épiaison contre pucerons	Ducat 0.3 l/ha mai Enduro 0.4 l/ha juin	
	Désherbage : Traitement de base systématique Ajustement selon observations Seuils très bas (qq taches)	IPU + bifénox ou dff à l'automne puis FOP en sortie d'hiver Rattrapage au printemps si gaillets ou chardons	Quartz GT 3 l/ha (novembre) Illoxan à 2 l (fin février) 1 orge sur 2 : Starane 0.7 L (mi avril)	Dose adaptée aux vulpins stade tallage
	Fongicides : traitements systématiques avec ajustement tactique selon les risques de l'année et de la parcelle	1 à 2 passages selon pression de maladies de l'année. Doses modulées selon la pression maladies de l'année Strobilurine et triazole et Unix selon le risque helmintho et rhynchosporiose	Unix Opus 0.5 + 0,5 mi avril Puis Acanto Opus 0.5 + 0.5 mi mai	
	Verse : risque important (date et densité semis, dose azote)	Régulateurs : 1 moddus contre la verse à 1 noeud puis 1 étherverse contre la casse de l'épi	Moddus 0.8 l/ha mars Etheverse 1.5 l/ha juin	
Récolte	1 ^{er} juillet, pailles broyées	70 q/ha		

Système en rupture niveau 1 : Réduction des pesticides sans modification de la rotation

Colza	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Favoriser la dégradation des pailles. Faire lever les repousses de céréales et certaines adventices (bromes, géraniums...)	1 déchaumage juste après récolte du blé pour préparer le sol pour le colza		
		Fertilisation de fond	Idem ITK REF	
	Désherbage sans glyphosate Eviter conditions favorables aux limaces	Préparation du lit de semences avec destruction mécanique des plantules début août		
	Désherbage de pré-semis pré-levée pour assurer une bonne efficacité à faible coût	Désherbage de pré-semis enfoui par le semoir	Tréflan 2.5l avant semis (idem ITK REF)	
	Semis : choix de variété résistante phoma et sclérotinia. "Piégeage" méligèthe en bordure de parcelles aptitude à la concurrence précoce : choix de variété vigoureuse et azote au semis	Semis à partir du 1 ^{er} août Variété : résistante phoma (en alternant les groupes) et au sclérotinia (à créer) à vigueur initiale forte + 10 % de variété très précoce + bordures semées en navette Densité moyenne à forte 60 gr/m ² Ecartement 30 cm environ Apport N semis pour compléter les reliquats (100 u – reliquats)	Pollen	Verrou technique : Variété résistante au phoma, sclérotinia Risque : semis précoce en "petite terre" : levée tardive et carence N par manque d'eau
	Désherbage : tout mécanique	Automne : herse étrille puis binage puis herse étrille puis binage Printemps : dernier binage avant montaison		
	Antilimaces selon observations sur pièges	0-2 applications d'anti-limaces (de cotylédons à 4 feuilles)	Zéro antilimaces	Date semis précoce
	Lutte chimique raisonnée contre insectes (seuils)	Insecticide si seuils dépassés	Zéro insecticide automne	Seuils différents de l'ITK réf : on accepte plus de risques
	Désherbage antigraminées de rattrapage : on accepte les repousses de céréales. On exclut le Kerb, à mauvais profil écotoxicologique	Targa D+ si nombreuses graminées	Targa D+ 0.5 l/ha octobre	
	Fertilisation azotée : objectif rendement "potentiel". Méthode du bilan prévisionnel	1 ^{er} Apport d'azote fin janvier 80 u 2 ^e apport au stade boutons accolés, selon réglette CETIOM Soufre : 75 u à la montaison	Idem ITK REF	
	Protection insecticide contre les charançons de la tige, méligèthes, pucerons, charançon siliques selon observations (seuils)	0 ou 1 ou 2 insecticides au printemps.	Karate Xpress 0.1l fin mars Seulement 1 colza sur 2	
	Protection fongicide : résistance variétale	Pas de fongicide		Verrou technique : Variété résistante phoma, sclérotinia
Récolte	mi juin	35 q/ha 3 colzas sur 5 15 q/ha 2 colzas sur 5	Accident insectes	

Système en rupture niveau 1 : Réduction des pesticides sans modification de la rotation				
Blé	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Faire lever certaines adventices (bromes, géraniums...) et les repousses de colza => éviter l'enfouissement de semences de colza	On laisse germer les repousses de colza ; déchaumage après les levées des repousses Faux-semis répétés avec outil très superficiel de septembre à octobre (2 passages)		
	Pas de Glyphosate	Destruction des plantules levées avec un outil efficace et très superficiel fin octobre		
	Semis : limiter les problèmes d'adventices à concurrence précoce + augmenter les fenêtres de désherbage mécanique. Choix d'une variété "rustique"	Semis à partir du 1 ^{er} novembre Variété barbue peu sensible aux maladies aériennes, résistante à la carie, résistante au piétin-verse Faible écartement entre rangs (15 cm max) Densité moyenne 250 gr/m ² Semences non traitées	Virtuose	Verrous techniques : résistance, maladies aériennes, carie, piétin-verse, très concurrentielle vis à vis des adventices
	Fertilisation : objectif de rendement réduit (rdt médian) => limitation des risques de verse et de maladies aériennes	Suppression de l'apport N au tallage Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10		
	Désherbage : mécanique et éventuel rattrapage chimique	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille. Si la flore est très abondante en sortie hiver (dégradation manifeste par rapport à la céréale précédente), traitement avec un herbicide foliaire : FOP, sulfo, hormone selon l'importance relative des graminées/dicots. (traitement tardif si parcelle à chardons) Herse-étrille pendant la montaison si gailllets	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille. Puis Archipel 250 g/ha fin février	Freins : conditions météo, temps de travail
	Protection insecticide printemps : uniquement les années exceptionnelles	traitement (1 passage) si 100% des épis ont plus de 5 pucerons	Zéro insecticide printemps	
	Protection fongicide : ajustement tactique selon les risques (réduits) de l'année et de la parcelle	0 à 1 passage selon les observations	Opus 0.75 L début mai	
	Verse : risque réduit (date, densité semis et azote)	Pas de régulateur		
	Récolte et gestion des pailles : limiter le risque piétin-verse dans la rotation	Récolte 15 juillet, pailles exportées	Rendement : 60 q/ha 4 années sur 5 50 q/ha 1 année sur 5	Mauvaise maîtrise des adventices + dégâts de la herse étrille

Système en rupture niveau 1 : Réduction des pesticides sans modification de la rotation				
Orge d'hiver	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Faire lever les adventices. Pas de glyphosate	2-3 déchaumages au mois de juillet-août-septembre-octobre Dernier travail superficiel avec un outil efficace pour détruire les plantules à partir du 20 octobre		
	Semis tardif d'une variété très concurrentielle, résistante aux maladies, résistante à la casse de l'épi	semis à partir du 20 oct. au combiné rotative-semoir Densité 250 gr/m ² Semences non traitées		Verrou technique : variété résistante aux maladies et à la casse de l'épi
	Fertilisation azotée : Limiter les risques de verse, de maladies aériennes. Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10	Fertilisation en 2 apports : <ul style="list-style-type: none"> • Suppression de l'apport N au tallage • Epi 1 cm • 2 nœuds-gonflement 		
	Protection insecticide de printemps : contrôle chimique uniquement les années exceptionnelles	traitement (1 passage) si 100% des épis ont plus de 5 pucerons	Zéro insecticide de printemps	
	Désherbage : mécanique + rattrapage chimique au printemps si nécessaire	Herse étrille à l'automne et en sortie hiver puis FOP ou hormone en sortie d'hiver (traitement tardif si chardons) Herse-étrille pendant la montaison si gaillets	2 passages de herse étrille Illoxan à 2 l (fin février) Puis un passage de herse étrille	
	Protection fongicide : stratégie variétale + "contrôle" végétation : dose azote, densité	Pas de fongicide		
	Verse : risque réduit (date, densité semis et azote)	Pas de régulateur		
	Récolte	1 ^{er} juillet, pailles broyées	Rendement : 55 q/ha 4 années sur 5 45 q/ha 1 année sur 5	Mauvaise maîtrise des adventices + dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée				
Culture	Stratégie - tactique	Règles de décision	Cas d'étude	commentaires
Trèfle 1-2	Semis : favoriser le contact terre-graine pour favoriser la levée du trèfle maximiser la croissance du trèfle avant l'automne (étouffement des adventices automnales)	* si le précédent Orge de P est propre : semis à la volée du trèfle au mois d'avril, avec enfouissement à la herse étrille (dernier passage de herse étrille dans l'OP) * Si le précédent Orge de P est sale : déchaumage juste après la récolte : 2-3 passages pour que la parcelle soit bien nettoyée, puis semis au mois d'août : arrosage si nécessaire. Variété : trèfle pérenne à fort pouvoir concurrentiel et fort aptitude au redémarrage après broyage : <i>Quelle espèce ?</i> Densité forte : 250-300 grains/m ²		
	Maîtrise du salissement : éviter toute fabrication de stock semencier pendant le trèfle	Broyage : 2 à 3 par an Broyage impérativement dès que : <ul style="list-style-type: none"> • Les adventices annuelles dominantes sont en phase de formation des graines (dès le mois de mai si nécessaire) • Les adventices vivaces (chardon) dépassent au dessus du couvert de trèfle 		
	Après trèfle : labour peu profond pour favoriser les carabes	Dernier broyage : septembre-octobre de la deuxième année (après 2 ans) Labour peu profond fin octobre Reprise immédiate pour le semis du blé		

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée

Blé 3	Semis : limiter les problèmes d'adventices à concurrence précoce + augmenter les fenêtres de désherbage mécanique par un semis tardif	Semis à partir du 1 ^{er} novembre Variété barbue peu sensible aux maladies aériennes, résistante à la carie Faible écartement entre rangs (15 cm max) Densité moyenne 250 gr/m ² Semences non traitées	Variété : Virtuose Idem ITK RUPT1	Verrous techniques : résistance maladies aériennes, carie, concurrentielle / adventices
	Protection insecticide à l'automne : faible risque car semis tardif	Pas d'insecticide contre pucerons d'automne		
	Fertilisation : Limiter les risques de verse et de maladies aériennes Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10	Suppression de l'apport N au tallage		
	Désherbage : mécanique et rattrapage chimique éventuel (si augmentation du salissement / aux blés précédents)	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille. Si la flore est très abondante en sortie hiver (dégradation manifeste par rapport à la céréale précédente), traitement avec un herbicide foliaire : FOP, sulfo, hormone selon l'importance relative des graminées/dicots	2 écroûteuses 2 herse étrille Pas de chimique	
	Verse : peu de risque	Pas de régulateur		
	Protection insecticide de printemps : contrôle chimique uniquement les années exceptionnelles	traitement (1 passage) si 100% des épis ont plus de 5 pucerons	Zéro insecticide de printemps	
	Récolte	15 juillet.	Rendement : 60 q/ha	Bonne maîtrise des adventices, mais dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée				
Tournesol 4	Gestion de l'interculture pour limiter les adventices grainantes. Faux-semis répétés pour maximiser la levée des adventices estivales, automnales et printanières	1 déchaumage dès la récolte s'il y a des adventices grainantes. Sinon, on peut attendre le mois d'août pour le déchaumage Faux semis avec un outil à dents patte-d'oie très superficiel : minimum 5 passages en septembre-mars, après chaque flux de levée, sur plantules le plus jeunes possible, mais sur terrain bien ressuyé. Dernier passage au semis.		
	Semis : variété multirésistante	Semis tardif fin avril, densité forte (70 gr/m ²) variété précoce, résistante au mildiou, phomopsis, sclérotinia		Verrou technique : résistance sclérotinia
	Fertilisation N			
	Désherbage : mécanique préférentiel, avec objectif de maintien de la fertilité biologique de la parcelle	Binages répétés (avec léger buttage) aussi longtemps que possible + désherbage anti-graminées si nécessaire (si infestation plus importante que dans le Tournesol précédent)	Pas de désherbage chimique	Freins : temps de travail, conditions météo
	Récolte	Fin septembre	Rendement : 25 q/ha	
Triticale 5	Gestion de l'interculture : arrêt de la production de graines + Faux-semis	Déchaumage superficiel juste après récolte du tournesol.		
	Destruction des plantules levées	Passage d'outil patte-d'oie très superficiel (5 cm) à partir du 20 octobre et semis		
	Semis : limiter le risque maladies Maximiser la concurrence contre les adventices	Semis à partir du 20 octobre Variété peu sensible aux maladies aériennes Faible écartement entre rangs (12.5 max) Densité moyenne à forte 300 gr/m ² Semences non traitées		
	Désherbage : mécanique	2 passages d'écroûteuse sur sol sec dès le stade 1 F du triticale puis 2 passages de herse étrille		
	Récolte	15 juillet, pailles broyées	Rendement : 60 q/ha	Dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée				
Colza 6	Gestion de l'interculture : faire lever les repousses de céréales et certaines adventices (bromes, géraniums...).	1 déchaumage juste après récolte du triticale pour préparer le sol pour le colza		Frein : peu de temps entre récolte et semis
	Eviter les conditions favorables aux limaces	Destruction mécanique des plantules à partir du 1 ^{er} août		
	Semis : assurer un développement rapide et vigoureux (concurrence mauvaises herbes). Choisir une variété résistante au phoma et sclérotinia.	Semis à partir du 1 ^{er} août Variété : résistante phoma (en alternant les groupes) et au sclérotinia (à créer) à vigueur initiale forte + 10 % de variété très précoce Ecartement 30 cm environ Apport d'azote au semis pour compléter les reliquats (100 u – reliquats) et augmenter aptitude à la concurrence précoce		Verrou technique : résistance sclérotinia Verrou réglementaire : apport d'azote en début de cycle
	Protection insecticide : limiter l'occurrence par "Piégeage" méligèthe. Intervention sur seuils.	bordures parcelle semées en navette Densité moyenne à forte 60 gr/m ² Insecticide si seuils dépassés	Karaté Zéon 0.08 l/ha mars (1 colza sur 2) Puis Karaté Zéon 0.08 l/ha avril (1 colza sur 2)	Charançons Méligèthes
	Désherbage mécanique	Automne : herse étrille puis binage puis herse étrille puis binage Printemps : dernier binage avant montaison		
		Broyage des bordures de navette dès la pleine floraison du colza		
	Fertilisation azotée : objectif rendement potentiel	1 ^{er} Apport d'azote fin janvier 60 u 2 ^e apport au stade boutons accolés, selon réglette CETIOM Soufre : 75 u à la montaison		
	Récolte	mi juin	Rendement : 30 q/ha 3 colzas sur 5 15 q/ha 2 colzas sur 5	Accident insectes

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée

Blé 7	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison des adventices sur le chaume. Faire lever certaines adventices (bromes, géraniums...) et les repousses de colza => éviter l'enfouissement de semences de colza	On laisse germer les repousses de colza ; déchaumage après les levées des repousses Faux-semis répétés avec outil très superficiel de septembre à octobre (2 passages)		
	Pas de Glyphosate	Destruction des plantules levées avec un outil efficace et très superficiel fin octobre		
	Semis : limiter les problèmes d'adventices à concurrence précoce + augmenter les fenêtres de désherbage mécanique. Choix d'une variété "rustique"	Semis à partir du 1 ^{er} novembre Variété barbue peu sensible aux maladies aériennes, résistante à la carie Faible écartement entre rangs (15 cm max) Densité moyenne 250 gr/m ² Semences non traitées	Variété : Virtuose	Verrous techniques: résistance maladies aériennes, carie, concurrentielle / adventices
	Fertilisation : Limiter les risques de verse et de maladies aériennes par un objectif de rendement "année médiane"»	Suppression de l'apport N au tallage Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10		
	Désherbage : mécanique et rattrapage chimique éventuel	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille. Si la flore est très abondante en sortie hiver (dégradation manifeste par rapport à la céréale précédente), traitement avec un herbicide foliaire : FOP, sulfo, hormone selon l'importance relative des graminées/dicots	2 écroûteuses 2 herse étrille Archipel 250 g (fin février)	Ça commence à se salir !
	Protection insecticide de printemps : contrôle chimique uniquement les années exceptionnelles	traitement (1 passage) si 100% des épis ont plus de 5 pucerons	Zéro insecticide	
	Récolte et gestion des pailles pour limiter le développement des limaces et le risque piétin	15 juillet. Exportation de la paille	Rendement : 60 q/ha	Dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 2 : Protection Intégrée				
Orge de Pr 8	Préparation du sol : Faire lever les adventices automnales (faux-semis)	Déchaumage dès la récolte du blé Faux-semis répétés avec outil très superficiel de août à novembre (4 passages) Destruction des plantules levées avec un outil efficace et très superficiel en février		
	Semis précoce d'une variété résistante	Semis dès que possible en février Variété résistante aux maladies, concurrentielle vis-à-vis des adventices (haute, montaison précoce...) Semences non traitées	Variété Vanessa	
	Désherbage : mécanique et rattrapage chimique si le désherbage mécanique ne permet pas de garder la flore à un niveau au moins égal à l'orge de P. précédente	écroûtage, puis herse étrille dès 1F et jusqu'à mi-montaison, dès que sol ressuyé. traitement avec un herbicide foliaire : FOP, sulfo, hormone selon l'importance relative des graminées/dicots	1 écroûteuse 1 herse étrille Puis Allié 30 g (février)	
		Semis de trèfle à la volée au dernier passage de herse-étrille		
	Récolte	fin Juillet	Rendement : 50 q/ha	Dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 3 : Zéro pesticides

Culture	Stratégie - tactique	Règles de décision	Cas d'étude	commentaires
Stratégie de campagne : maximiser la couverture du sol par un semis précoce et une fréquence de fauche pas trop importante				
Trèfle 1-2	Semis : favoriser le contact terre-graine pour favoriser la levée du trèfle maximiser la croissance du trèfle avant l'automne (étouffement des adventices automnales)	* si le précédent Orge de P est propre : semis à la volée du trèfle au mois d'avril, avec enfouissement à la herse étrille (dernier passage de herse étrille dans l'OP) * Si le précédent Orge de P est sale : déchaumage juste après la récolte : 2-3 passages pour que la parcelle soit bien nettoyée, puis semis au mois d'août : arrosage si nécessaire. Variété : trèfle pérenne à fort pouvoir concurrentiel et fort aptitude au redémarrage après broyage : Densité forte : 250-300 grains/m ²	Idem PI	
	Eviter toute fabrication de stock semencier pendant le trèfle	Broyage : 2 à 3 par an Broyage impérativement dès que : - les adventices annuelles dominantes sont en phase de formation des graines (dès le mois de mai si nécessaire) - Les adventices vivaces (chardon) dépassent au dessus du couvert de trèfle		
	Après le trèfle : labour peu profond pour favoriser les carabes	Dernier broyage : septembre-octobre de la deuxième année (après 2 ans) Labour peu profond fin octobre Reprise immédiate pour le semis du blé		
Blé 3	Semis : limiter les problèmes d'adventices à concurrence précoce + augmenter les fenêtres de désherbage mécanique	Semis à partir du 1 ^{er} novembre Variété barbue peu sensible aux maladies aériennes, résistante à la carie Faible écartement entre rangs (15 cm max) Densité moyenne 250 gr/m ² Semences non traitées	Idem PI	Verrou technique : résistance maladies aériennes, carie, très concurrentielle vis à vis des adventices
	Fertilisation : Limiter les risques de verse et de maladies aériennes Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10	Suppression de l'apport N au tallage		
	Désherbage : exclusivement mécanique	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille		
	Récolte	15 juillet.	Rendement : 55 q/ha 4 blés sur 5 45 q/ha 1 blé sur 5	Dégâts de herse étrille Accident pucerons

Système en rupture niveau 3 : Zéro pesticides

Tournesol 4	Gestion de l'interculture pour limiter les adventices grainantes. Faux semis répétés pour maximiser la levée des adventices estivales, automnales et printanières	Interculture : 1 déchaumage dès la récolte s'il y a des adventices grainantes. Sinon, on peut attendre le mois d'août pour le déchaumage Faux semis avec un outil à dents patte-d'oie très superficiel : minimum 5 passages en septembre-mars, après chaque flux de levée, sur plantules le plus jeunes possible, mais sur terrain bien ressuyé. Dernier passage au semis	Idem PI	
	Semis : variété multirésistante	Semis tardif fin avril, densité forte (70 gr/m ²) variété précoce, résistante au mildiou, phomopsis, sclérotinia	Idem PI	Verrou technique : résistance variétale sclérotinia
	Fertilisation N			
	Désherbage : mécanique exclusif	binages répétés (avec léger buttage) aussi longtemps que possible		
	Récolte	fin septembre	Rendement : 20 q/ha	
Triticale 5	Gestion de l'interculture : arrêt de la production de graines + Faux-semis	Déchaumage superficiel juste après récolte du tournesol	Idem PI	
	Destruction des plantules levées	Passage d'outil patte-d'oie très superficiel (5 cm) à partir du 20 octobre et semis	Idem PI	
	Semis : Limiter le risque maladies Maximiser la concurrence contre les adventices	Semis à partir du 20 octobre Variété peu sensible aux maladies aériennes Faible écartement entre rangs (12.5 max) Densité moyenne à forte 300 gr/m ²	Idem PI	
	Désherbage mécanique exclusivement	2 passages d'écroûteuse sur sol sec dès le stade 1 F du triticales puis 2 passages de herse étrille		
	Récolte	15 juillet, pailles broyées	Rendement : 55 q/ha	Dégâts de herse étrille

Système en rupture niveau 3 : Zéro pesticides

Colza 6	Gestion de l'interculture : faire lever les repousses de céréales et certaines adventices (bromes, géraniums...).	1 déchaumage juste après récolte du triticale pour préparer le sol pour le colza	Idem PI	Frein : peu de temps entre récolte et semis
	Eviter les conditions favorables aux limaces	Destruction mécanique des plantules à partir du 1 ^{er} août	Idem PI	
	Semis : assurer un développement rapide et vigoureux (concurrence mauvaises herbes). Choisir une variété résistante au phoma et sclérotinia	Semis à partir du 1 ^{er} août Variété : résistante phoma (en alternant les groupes) et au sclérotinia (à créer) à vigueur initiale forte + 10% de variété très précoce Ecartement 30 cm environ Apport d'azote au semis pour compléter les reliquats (100 u. – reliquats) et augmenter aptitude à la concurrence précoce	Idem PI	Verrous techniques : variété résistante au sclérotinia Pas de moyen de lutte biologique contre les charançons.
	Protection insecticide : limiter l'occurrence par "piégeage" méligèthe.	bordures parcelles semées en navette Densité moyenne à forte 60 gr/m ²	Pas d'insecticide	Verrou : risque d'accidents liés aux insectes ravageurs certaines années
		Apport d'azote fin août pour compléter les reliquats (100 u. – reliquats)		
	Désherbage mécanique	Automne : herse étrille puis binage puis herse étrille puis binage Printemps : dernier binage avant montaison	Idem PI	
		Broyage des bordures de navette dès la pleine floraison du colza		
	Fertilisation azotée : Objectif de rendement 80% du potentiel	1 ^{er} Apport d'azote fin janvier 60 u. 2 ^e apport au stade boutons accolés, selon réglette CETIOM Soufre : 75 u. à la montaison		
	Récolte	mi juin	Rendement : 30 q/ha 2 colzas sur 5 15 q/ha 3 colzas sur 5	Accident insectes

Système en rupture niveau 3 : Zéro pesticides

Blé 7	Gestion de l'interculture : arrêt de la grenaison, des adventices sur le chaume. Faire lever certaines adventices (bromes, géraniums...) et les repousses de colza => éviter l'enfouissement de semences de colza	On laisse germer les repousses de colza ; déchaumage après les levées des repousses Faux-semis répétés avec outil très superficiel de septembre à octobre (2 passages) Destruction des plantules levées avec un outil efficace et très superficiel fin octobre	Idem PI	
	Semis : limiter les problèmes d'adventices à concurrence précoce + augmenter les fenêtres de désherbage mécanique. Choix d'une variété rustique	Semis à partir du 1 ^{er} novembre Variété barbue peu sensible aux maladies aériennes, résistante à la carie Faible écartement entre rangs (15 cm max) Densité moyenne 250 gr/m ²	Idem PI Variété Virtuose	Verrous techniques : résistance maladies aériennes, carie, très concurrentielle vis-à-vis des adventices
	Fertilisation : Limiter les risques de verse et de maladies aériennes par un objectif de rendement "année médiane"	Suppression de l'apport N au tallage Bilan estimé sur un objectif de rendement atteint 5 années sur 10	Idem PI	
	Désherbage mécanique exclusivement	2 passages d'écroûteuse sur sol ressuyé dès le stade 1 F du blé puis 2 passages de herse étrille		
	Récolte : limiter le développement des limaces et le risque piétin	15 juillet, exportation de la paille	Rendement : 55 q/ha 4 blés sur 5 45 q/ha 1 blé sur 5	Un peu de concurrence adventices + dégâts de herse étrille
Orge de Pr 8	Préparation du sol : faire lever les adventices automnales (faux-semis)	Déchaumage dès la récolte du blé Faux-semis répétés avec outil très superficiel de août à novembre (4 passages) Destruction des plantules levées avec un outil efficace et très superficiel en février	Idem PI	
	Semis précoce d'une variété résistante	Semis dès que possible en février Variété résistante aux maladies, concurrentielle vis-à-vis des adventices (haute, montaison précoce...)	Idem PI	
	Désherbage mécanique exclusivement	écroûtage, puis herse étrille dès 1F et jusqu'à mi-montaison, dès que sol ressuyé	1 écroûteuse 1 herse étrille	
		Semis de trèfle à la volée au dernier passage de herse-étrille		
	Récolte	fin Juillet	Rendement : 50 q/ha	Un peu de concurrence adventices

Pesticides, agriculture et environnement



**Réduire l'utilisation des pesticides
et en limiter les impacts environnementaux**

Expertise scientifique collective

Synthèse du rapport d'expertise réalisé par l'INRA et le Cemagref
à la demande du Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP)
et du Ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD)

Décembre 2005



Directeurs de la publication :

Claire Sabbagh (INRA, Unité Expertise scientifique collective)
et Nicolas de Menthère (Cemagref, Délégation aux Systèmes d'information et à la communication)

Contacts :

Philippe Lucas, INRA : Philippe.Lucas@rennes.inra.fr ; Jean-Joël Gril : gril@lyon.cemagref.fr ;
Claire Sabbagh, INRA Unité Expertise scientifique collective : sabbagh@paris.inra.fr ;
Gérard Brugnot, Cemagref, Chargé de mission Expertise : gerard.brugnot@cemagref.fr

Le rapport d'expertise, source de cette synthèse, a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA et le Cemagref. La synthèse a été validée par les auteurs du rapport.
La liste des auteurs et contributeurs de l'expertise figure en page 3 de couverture.

Les citations doivent faire référence aux éditeurs scientifiques nommés ci-contre :

Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p.

Expertise scientifique collective INRA - Cemagref

Pesticides, agriculture et environnement

**Réduire l'utilisation des pesticides
et en limiter les impacts environnementaux**

Synthèse du rapport d'expertise

Jean-Noël Aubertot, Jean-Marc Barbier, Alain Carpentier, Jean-Joël Gril,
Laurence Guichard, Philippe Lucas, Serge Savary, Marc Voltz (éditeurs)
Isabelle Savini (rédactrice)

Décembre 2005

Sommaire

<i>Avant propos</i>	3
1. La logique des systèmes de production agricole intensifs, et les ruptures annoncées	5
<i>Diagnostic</i>	
2. Une utilisation des pesticides élevée mais très mal connue	9
3. Une contamination des milieux et une dégradation des écosystèmes avérées mais inégalement quantifiées	12
4. Des risques phytosanitaires mal évalués, et accrus par les systèmes de culture	19
5. Un niveau d'utilisation des pesticides conforme à la rationalité économique	25
6. Une politique de régulation difficile à fonder et à mettre en oeuvre	30
<i>Actions techniques possibles</i>	
7. Réduire la dispersion des pesticides dans l'environnement	32
8. "Raisonner" l'utilisation des pesticides	34
9. Réduire le recours aux pesticides	37
<i>Moyens</i>	
10. Les principes et instruments d'une politique de régulation des pollutions	47
11. Les instruments réglementaires	49
12. Les incitations économiques à la réduction d'utilisation des pesticides	51
13. Les actions plus globales sur l'environnement technologique et économique	55
Conclusions	59

Avant propos

Les progrès dans la protection des plantes ont largement contribué à l'augmentation des rendements et à la régularité de la production. Faciles d'accès et d'emploi, relativement peu chers, les produits phytosanitaires de synthèse se sont révélés très efficaces et fiables dans un nombre important de cas, sur de grandes surfaces. L'agriculture française a, plus que d'autres, développé des systèmes de production fondés sur l'utilisation de ces produits ; elle apparaît actuellement très dépendante des pesticides, et fait de la France le troisième consommateur mondial de produits phytosanitaires. Mais aujourd'hui l'utilisation systématique de ces produits est remise en question, avec la prise de conscience croissante des risques qu'ils peuvent générer pour l'environnement, voire pour la santé de l'homme. Dans son rapport sur les "Risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires", remis en 2002 au ministère chargé de l'environnement, le Comité de la prévention et de la précaution (CPP) considérait la présomption de risques pour la santé humaine suffisamment sérieuse pour justifier l'application du Principe de précaution. Ces risques pour la santé humaine ont été à nouveau soulignés dans le rapport du 12 février 2004 de la commission d'orientation du Plan national santé-environnement. Le développement de la surveillance des milieux met par ailleurs en évidence l'ampleur de leur dispersion dans l'environnement : le sixième rapport IFEN sur les pesticides dans les eaux pointe ainsi une contamination quasi-généralisée des eaux par ces produits. Ces constats motivent un encadrement qui devient de plus en plus contraignant au plan européen et national, et ne peut se limiter à l'évaluation, même renforcée, des pesticides eux-mêmes et doit s'étendre à l'évaluation de leurs pratiques d'utilisation.

Plusieurs éléments de l'actualité politique européenne et nationale convergent pour inscrire la question de la réduction d'emploi des pesticides dans les perspectives d'actions publiques. Citons, dans le cadre de l'Union européenne : la réforme de la Politique agricole commune (PAC) et les probables renforcements futurs de la conditionnalité environnementale des aides agricoles ; l'application et la révision de la Directive 91/414/CE relative à la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques ; la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau (DCE) qui nécessitera, pour respecter les objectifs de "bon état écologique" des masses d'eau, des actions dont certaines concerneront l'utilisation des pesticides, et enfin la réflexion actuelle sur la définition d'une Directive cadre sur les pesticides (DCP). Au niveau national, le futur Plan interministériel "Pesticides" et le Plan national santé-environnement (PNSE) sont la manifestation de la préoccupation des pouvoirs publics concernant la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides.

C'est dans ce contexte que les ministères chargés de l'agriculture et de l'environnement ont demandé à l'INRA et au Cemagref de réaliser une expertise scientifique collective faisant le point sur les connaissances disponibles concernant les conditions d'utilisation des pesticides en agriculture, les moyens d'en réduire l'emploi et d'en limiter les impacts environnementaux : Que sait-on de l'utilisation des pesticides en France ? Comment mieux utiliser les produits et aménager l'espace pour limiter les contaminations ? Comment modifier les pratiques et faire évoluer les systèmes de production afin de les rendre moins dépendants des pesticides ?

Cette expertise exclut les aspects relatifs à la santé humaine. Elle se limite aux usages agricoles des pesticides, qui représentent 90% de la consommation totale. Elle n'a pas pour objet de fournir directement un appui méthodologique à l'homologation des produits, ou aux opérations locales de réduction des pollutions des eaux par les produits phytosanitaires actuellement en cours.

Le présent travail a été réalisé par un groupe d'une trentaine d'experts de différentes disciplines (agronomie, protection des cultures, sciences du sol, hydrologie, bioclimatologie, écotoxicologie, économie, sociologie...) et d'origines institutionnelles diverses (INRA, Cemagref, IRD et BRGM). Il s'est appuyé sur les publications scientifiques mondiales dont les experts ont extrait, discuté et assemblé les éléments pertinents pour éclairer les questions posées par les commanditaires. Les questions initiales, formulées au cours d'un processus interactif entre les experts et les demandeurs, ont été consignées dans un cahier des charges auquel les experts ont cherché à se conformer. Toutefois les limites rencontrées dans l'existence ou la disponibilité des données ont pu conduire à infléchir le cours du travail.

Cette expertise se situe entièrement du côté de l'analyse et de l'évaluation et ne se conclut pas par des avis et recommandations pour l'action faites aux commanditaires. Elle engage la responsabilité des experts sur le contenu scientifique du rapport, individuellement dans leur domaine de compétence, et collectivement pour la cohérence de l'ensemble. Elle engage la responsabilité des institutions, INRA et Cemagref, sur le respect procédural des principes de qualité qui régissent la conduite des expertises.

L'Expertise Scientifique Collective (ESCo) : méthode et clés de lecture

. Les principes de l'ESCo

L'ESCo est une activité d'appui à la décision publique : l'exercice consiste à répondre à une question complexe posée par un commanditaire extérieur en établissant, sur la base de la bibliographie mondiale, un état des connaissances scientifiques pluridisciplinaires qui fait la part des acquis, incertitudes, lacunes et controverses.

Cet exercice suppose une instruction conjointe de la question posée entre le commanditaire et le ou les organisme(s) chargé(s) de coordonner l'expertise, qui aboutit à la rédaction d'un cahier des charges. Le travail d'expertise proprement dit est ponctué de réunions plénières du collectif d'experts, et se conclut par un rapport qui rassemble les contributions des experts et une Synthèse destinée à l'usage des décideurs. La remise de la Synthèse aux commanditaires peut s'accompagner d'un colloque ouvert à un public élargi.

Les experts sont repérés sur la base de la bibliographie. Il peut être fait appel à des experts extérieurs, français ou étrangers, qui renforcent la garantie d'indépendance et d'ouverture de ce travail.

. Un élargissement nécessaire mais raisonné de la base documentaire

La bibliographie examinée est d'abord constituée des publications scientifiques parues dans les revues à comité de lecture et répertoriées dans les bases de données internationales ; dans la pratique, une extension à de la "littérature grise" (rapports divers...) s'avère nécessaire. Ainsi, l'expérience des experts de terrain peut être prise en compte dans la mesure où elle a fait l'objet d'articles parus dans des revues techniques reconnues. Les experts sont aussi amenés à traiter certaines données brutes, issues notamment d'enquêtes statistiques.

. La nature des réponses apportées par l'ESCo "Pesticides"

L'analyse scientifique proposée par l'ESCo vise l'identification, la caractérisation et la hiérarchisation des problèmes posés et de leurs principaux déterminants, puis l'inventaire et l'évaluation des connaissances et moyens techniques (existants, en cours de développement, envisageables...) mobilisables pour gérer ces problèmes. Cette démarche n'aboutit pas à la formulation de solutions "clé en main".

L'ESCo n'a pas pour objectif de dresser le catalogue exhaustif des méthodes de contrôle des bioagresseurs disponibles et efficaces pour chaque culture et dans toutes les conditions régionales. Elle se place à une échelle plus globale et tente de resituer les aspects techniques du contrôle des bioagresseurs dans une approche générale des questions posées par une réduction d'utilisation des pesticides.

L'ESCo n'a pas non plus pour objectif de proposer une évaluation critique des opérations en cours¹ destinées à réduire les pollutions par les pesticides, ni d'élaborer une politique alternative de gestion de cette question des pesticides. Néanmoins, en réunissant les éléments disponibles concernant les conditions d'application et d'efficacité d'un certain nombre de mesures génériques, l'expertise fournit des outils d'analyse des actions engagées, envisagées ou concevables en France.

. Le statut de la Synthèse

Le présent document de synthèse reprend les grandes lignes du rapport d'expertise, dans la perspective d'utilisation des connaissances qui a motivé la commande de cette ESCo et renvoie à la mobilisation actuelle des pouvoirs publics autour de la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides.

L'exercice peut conduire à aller un peu plus loin que ne le fait le rapport dans l'interprétation des conclusions scientifiques et leur mise en relation avec des éléments du contexte économique ou politique qui ne sont pas des objets de recherche et n'ont pas été pris en compte dans l'analyse scientifique.

Dans la lettre de cadrage de l'ESCo, les questions posées par les commanditaires ont été organisées selon les étapes classiques d'une démarche orientée vers l'action : diagnostic, actions possibles et moyens à mettre en oeuvre. Ces trois items sont repris dans la présente synthèse.

1. Opérations qui font d'ailleurs l'objet d'évaluations spécifiques : les dispositifs de suivi de la contamination des eaux, l'action des groupes régionaux "phytos" et la question de la TGAP ont par exemple été expertisés par l'IGE récemment.

1. La logique des systèmes de production agricole intensifs, et les ruptures annoncées

1.1. La logique des systèmes de production intensifs

Avant l'avènement des produits phytosanitaires, les systèmes de culture étaient conçus pour assurer le meilleur compromis entre risque phytosanitaire et potentiel de production de la culture. Progressivement, l'acquisition de connaissances sur les besoins d'une culture en éléments minéraux et la maîtrise de la fertilisation, le développement après la seconde guerre mondiale des herbicides qui permettaient de supprimer la concurrence des adventices, et des insecticides qui permettaient de s'affranchir de dégâts d'insectes puis, à partir de 1970, le développement des premiers fongicides de synthèse utilisés en végétation pour protéger les plantes contre les maladies ont profondément modifié les systèmes de culture.

Disposant de moyens d'intervention directe sur les principaux bio-agresseurs de ses cultures, l'agriculteur dissocie alors souvent dans son choix d'itinéraire technique ou de système de culture, les éléments qui contribuent à la recherche du potentiel de production le plus élevé et ceux qui préservent ce potentiel. Cette logique conduit à privilégier les pratiques en fonction d'un objectif de production, même si elles augmentent le risque phytosanitaire, puis à "traiter les symptômes" lorsqu'ils se manifestent.

Les pesticides, à la fois efficaces, d'un coût relativement faible et faciles d'emploi, ont contribué au développement de systèmes de production intensifs, qui bénéficiaient par ailleurs de marchés et de prix agricoles favorables, et de la sous-évaluation des conséquences environnementales de leur usage qu'il convient de gérer maintenant.

1.2. Les ruptures

. La montée des inquiétudes concernant les impacts des pesticides sur la santé et l'environnement

Des effets cancérigènes, neurotoxiques ou de type perturbateurs endocriniens des pesticides ont été mis en évidence chez l'animal. La question des risques pour l'homme (applicateurs de pesticides et leurs familles, ruraux non agricoles exposés, consommateurs) est donc posée. Elle fait l'objet de vives controverses, mais elle est inscrite comme une priorité dans tous les rapports et plans Santé-Environnement, qui demandent des études épidémiologiques sur ce point. Une expertise scientifique sur le sujet a été commandée à l'INSERM.

Par ailleurs, les pesticides sont fréquemment mis en cause dans la dégradation de l'état écologique des eaux douces de surface et des eaux côtières, dans la réduction de la biodiversité terrestre constatée dans les zones agricoles et dans les milieux "naturels" contaminés ou bien encore dans des cas de surmortalité des abeilles et de baisse de production des ruches.

Cette inquiétude des Français² s'exprime dans les enquêtes d'opinion sur la perception des risques et de la sécurité³. Cette question des pesticides s'inscrit plus largement dans les préoccupations concernant l'impact environnemental des productions agricoles (nitrates, nuisances et pollutions engendrées par les élevages hors-sol...) ou les risques liés à l'emploi de certaines techniques (farines animales, OGM...).

La reconnaissance du Principe de Précaution, désormais inscrit dans la Charte de l'Environnement française, fournit un cadre conceptuel et juridique pour une prise en compte de ces risques par les pouvoirs publics. Quels que soient d'ailleurs les risques réels, les pesticides pourraient être à l'origine de crises de défiance des consommateurs.

. Le renforcement des mesures réglementaires et législatives européennes

Depuis plus de 20 ans, la communauté européenne se dote progressivement de législations visant la protection de la santé des consommateurs et la préservation de l'environnement, en édictant des normes de contamination (potabilité de l'eau, résidus dans les produits alimentaires), des procédures d'autorisation d'utilisation des produits potentiellement dangereux et, plus récemment, des obligations concernant l'état écologique des milieux.

Les principaux textes en vigueur actuellement sont :

- la Directive CEE 80-778 relative à la qualité de l'eau potable, fixant à 0,1 µg/l la teneur en chaque pesticide, et 0,5 µg/l au total pour l'eau potable ; le dépassement de ces seuils oblige les pouvoirs publics à intervenir (réduction des sources de pollutions ou traitement de l'eau).
- la Directive 91/414/CEE relative à l'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Entrée en application en 1993, elle a renforcé les critères d'évaluation toxicologiques et éco-toxicologiques pour l'homologation des nouvelles molécules, et programmé le réexamen des anciennes.
- la Directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) : adoptée en 2000, elle fait obligation aux Etats-membres d'atteindre en 2015 un "bon état" chimique et écologique de leurs "masses d'eau" superficielles, et un "bon état" chimique des masses d'eau souterraines.

2. Cette situation a d'ailleurs motivé une "réponse" des industries phytopharmaceutiques par des campagnes de communication dans la presse grand public, et des dossiers spéciaux dans la presse professionnelle ("Phytos : redorer l'image", dans le n° juillet-août 2004 de *Agrodistribution*, par exemple).

3. Citons, par exemple, le Baromètre 2004 réalisé par l'IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire) : 63% des personnes interrogées classent les pesticides comme étant à l'origine de situations à niveau élevé ou très élevé de risque ; 12% seulement pensent que "on leur dit la vérité" concernant les pesticides, et 14% ont confiance dans les autorités.

Ce dispositif devrait être prochainement complété. En 2002, la Commission européenne a adopté la communication "Vers une stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides" (COM(2002)349), document qui analyse la situation actuelle et énonce les mesures (cf. Annexe) qui pourraient être adoptées au titre de cette Stratégie. En 2005, ces propositions ont fait l'objet d'une consultation des parties prenantes, et un projet de Directive cadre sur les pesticides (DCP) devrait être présenté en 2006.

Plusieurs pays européens se sont déjà engagés dans des programmes chiffrés de réduction d'utilisation des pesticides (dès 1986 pour le Danemark et la Suède, en 1991 pour les Pays-Bas, 1998 pour la Norvège...), même si tous n'ont pas abouti aux résultats escomptés (cas des Pays-Bas, par exemple).

. La question de la viabilité des systèmes dépendants des pesticides

Des interrogations se développent également concernant la durabilité agronomique des systèmes de production agricoles "intensifs", qui sont confrontés à une réduction du nombre de substances actives (SA) pesticides disponibles et efficaces. Cette réduction résulte :

- du développement des résistances aux pesticides de la part des bio-agresseurs cibles ;
- de la non-réhomologation d'un certain nombre de molécules (SA présentant des risques (éco)toxicologiques jugés trop importants, ou déjà très présentes dans les eaux, ou non soutenues par les firmes qui ont estimé que le marché potentiel du produit ne justifiait pas le coût du dossier). Les substances actives autorisées en Europe sont ainsi passées de 800 en 1990 à 489 en 2004 ; leur nombre va probablement encore être réduit à court terme (2010), pour se situer entre 350 et 400 SA ;
- du coût croissant de développement et d'homologation de nouveaux produits, qui induit un ralentissement des Autorisations de mise sur le marché (AMM), notamment pour les cultures "mineures".

La question d'une fragilisation de ces systèmes se pose également au niveau économique, pour des productions à la fois fortes utilisatrices de pesticides, sensibles pour le consommateur (aliments frais jouissant d'une image "santé", produits sous signe de qualité) et sujettes à des crises de surproduction et/ou à une forte concurrence. Fruits frais et vin notamment sont ainsi exposés aux risques de "crise sanitaire" ou à des pertes de marchés à l'exportation, vers des pays dont les consommateurs sont plus sensibles aux conditions environnementales de production.

Encadré 2

Risques en santé humaine et environnement... la convergence des problématiques

De nombreux secteurs sont aujourd'hui concernés par la nécessité de reconsidérer leur appréhension du risque et sa gestion. Beaucoup de débats portent sur le principe de précaution, qui s'applique en cas d'incertitude sur l'existence même du risque... Mais les situations sont bien plus nombreuses où, les risques étant avérés, il s'agit d'appliquer des règles de prévention dans les décisions de gestion, et d'imputer aux acteurs économiques la responsabilité et le coût des effets, même indirects, de leurs actions.

. Les limites du curatif et la nécessité de la prévention. *La médecine humaine est actuellement confrontée à la perte d'efficacité de nombreux antibiotiques, qui nécessite leur utilisation plus limitée et raisonnée, et un retour à des pratiques plus rigoureuses d'hygiène. Par ailleurs, la reconnaissance du caractère multi-factoriel de nombreux désordres métaboliques et maladies conduit à préconiser une prévention relevant souvent de l'"hygiène de vie". Prévention et hygiène reposent sur la combinaison d'actions à la fois contraignantes, ne bénéficiant pas d'une image "high-tech" et générant peu de marchés lucratifs... Cette démarche (si ce n'est les moyens de la mettre en oeuvre) fait néanmoins consensus dans le domaine médical. Une logique similaire semble pertinente en "santé des cultures", pour gérer la perte d'efficacité des pesticides et privilégier la prévention par la mise en oeuvre de conditions de culture qui réduisent les risques de développement des bio-agresseurs.*

. La prise en compte des risques "naturels" par les gestionnaires. *Divers événements récents liés à des risques qualifiés de "naturels" (inondations, tempête, sécheresse, canicule...) ont conduit à s'interroger davantage sur les facteurs qui aggravent les effets de ces phénomènes et sur les responsabilités en jeu. Ainsi, les inondations "catastrophiques" apparaissent dues à la conjonction de précipitations exceptionnelles, d'occupations du sol qui favorisent le ruissellement et de constructions en zone inondable. Ces analyses conduisent à se référer à l'existence de cas précédents pour mettre en cause la gestion pratiquée, qui doit tenir compte des risques avérés. En agriculture aussi, la question de la gestion des risques "naturels" et de la vulnérabilité des systèmes de production vis-à-vis de tels aléas est posée. Sont concernés les risques climatiques mais aussi les risques sanitaires ou de pollution, qui dépendent en partie d'événements aléatoires, mais doivent être intégrés à la gestion courante.*

. Intégration des "effets externes" des activités économiques. *De nombreux secteurs économiques se sont développés sans intégrer tous les coûts "externes" de leur activité, et notamment les pollutions, ni tenir compte de la raréfaction prévisible de certaines ressources. Actuellement, il leur est de plus en plus demandé d'intégrer tous les coûts de leurs activités pour la société actuelle, voire pour les générations futures. Ainsi, la tendance est à facturer aux consommateurs/usagers le coût réel des produits ou services qu'ils utilisent (prix de l'eau intégrant les dépenses d'épuration, par exemple), à appliquer le principe pollueur-payeur et à inciter à économiser certaines ressources par des taxations substantielles (taxation des carburants, par exemple). L'application de ces principes à l'agriculture est dorénavant à l'ordre du jour, qu'il s'agisse des pollutions d'origine agricole ou du coût de certains intrants.*

1.3. Les réponses françaises

. Les mesures législatives et réglementaires

L'évolution des textes est liée à la transposition des directives européennes dans la législation française (projet de Loi sur l'eau et les milieux aquatiques, par exemple).

Concernant la réduction des pollutions par les pesticides, l'accent a été mis jusqu'à présent sur les conditions de stockage et manipulation des produits, la mise en place de la collecte et de l'élimination des EVPP (Emballages vides de produits phytosanitaires) et PPNU (Produits phytosanitaires non utilisés), et la gestion des fonds de cuve, qui devront être dilués et épandus sur la parcelle traitée (réglementation en préparation). Le ministère chargé de l'agriculture tente également d'encadrer l'utilisation de mélanges de pesticides lors de l'application.

. Des actions volontaires

En complément, les pouvoirs publics mettent en place ou soutiennent des actions fondées sur le volontariat, que la profession agricole défend comme le meilleur moyen d'évoluer vers des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. L'action des pouvoirs publics consiste alors à soutenir la mise au point de "techniques alternatives", voire à fournir des incitations financières pour leur adoption.

Citons par exemple : la création des Groupes régionaux "Phytos", chargés d'établir le diagnostic des zones à risques de la région, et d'animer des actions de réduction des pollutions phytosanitaires sur des bassins versants pilotes (222 pour toute la France) ; les Mesures agri-environnementales (MAE) ; la démarche "Agriculture raisonnée"...

. Le Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides

Ce plan, qui constitue une préfiguration des plans nationaux qui seront demandés aux Etats par la future Directive cadre sur les pesticides, devrait être rendu public fin 2005⁴. Il récapitule et ordonne, en une série d'"actions", les mesures prises ou prévues au niveau réglementaire ou législatif (dans le cadre des futures Loi sur l'eau et les milieux aquatiques et Loi d'orientation agricole), et donne des orientations sur les actions qu'il conviendrait de poursuivre et/ou de développer (l'action des Groupes régionaux "Phytos", par exemple).

1.4. Les enjeux actuels et les échéances proches

. La mise en oeuvre de la Directive Cadre sur l'Eau

La DCE entre en vigueur par étape, avec en 2005 l'inventaire des "masses d'eau" et l'évaluation de leur qualité. Cette première phase a permis de constater qu'un pourcentage important des masses d'eau françaises risque de ne pas atteindre en 2015 le "bon état" visé en raison des contaminations par les pesticides. La directive prévoit que les Etats-membres soumettent avant 2010 leur plan national de mesures à mettre en oeuvre pour obtenir ce bon état.

. Les évolutions de la Politique Agricole Commune

La révision adoptée en 2003 a instauré une conditionnalité des aides accordées dans le cadre du premier pilier de la PAC (respect des directives en vigueur et de Bonnes conditions agricoles et environnementales – BCAE) ; ces exigences environnementales générales devraient être progressivement renforcées. Un rééquilibrage en faveur du second pilier est également annoncé ; la préparation du nouveau Plan de développement rural (2007-2012) doit débiter prochainement.

Des évolutions plus rapides et brutales ne peuvent pas non plus être exclues : la contestation, par certains Etats-membres, du poids de la PAC dans le budget de l'Union et de la répartition des aides entre les pays, laisse penser que le maintien de la PAC jusqu'en 2013, négocié par la France en 2002, pourrait être remis en cause à plus brève échéance. La PAC est également attaquée, pour son régime de soutien interne et ses aides à l'exportation, dans le cadre des négociations à l'OMC, qui pourraient conduire à modifier les aides aux exploitations, le cours et les débouchés de certains produits agricoles.

. La mise en oeuvre de la Stratégie européenne d'utilisation durable des pesticides et du Plan "Pesticides" français

Si les projets de directives et règlements de la Commission européenne et le contenu définitif du Plan français ne sont pas encore connus, certains points semblent acquis : mise en place de dispositifs de suivi et contrôle des ventes de pesticides, élaboration d'indicateurs pour l'évaluation des politiques retenues...

►► La question des risques liés à une forte utilisation des pesticides est posée depuis 20 ans. Les mesures prises en France jusqu'à présent concernent surtout la santé des utilisateurs et la réduction des pollutions ponctuelles dues à de mauvaises pratiques. Elles s'attaquent encore peu aux pollutions diffuses et au niveau élevé de consommation de pesticides. La réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires est pourtant désormais mise en avant dans les politiques Santé-Environnement, demandée par les associations de consommateurs et de protection de l'environnement... et mise en oeuvre dans quelques (rares) pays de l'Union.

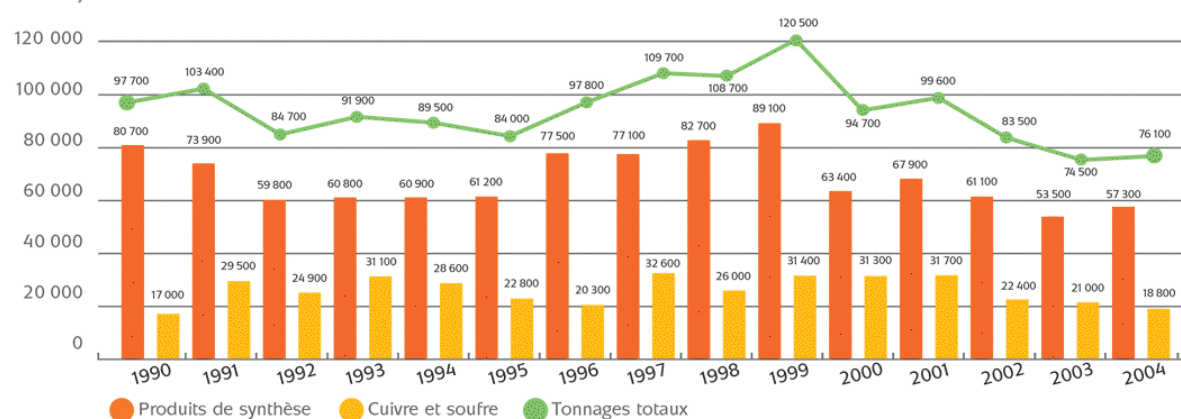
4. Une version provisoire de ce Plan (datée du 17/11/2004) a été présentée publiquement et soumise à débat, au début de l'année 2005.

L'utilisation des pesticides

La France est le 3^e consommateur mondial de pesticides et le 1^{er} utilisateur en Europe avec une masse totale de 76 100 tonnes de substances actives vendues en 2004. Les fongicides représentent 49% du volume, les herbicides 34%, les insecticides 3% et les produits divers 14%.

Avant 1993, date de début de mise en œuvre de la Directive 91/414/CE, 800 substances actives (SA) d'origine végétale, minérale ou de synthèse pouvaient être utilisées en tant que pesticides en Europe. La réhomologation des SA et l'obligation d'inscription sur une liste positive européenne se traduit aujourd'hui par un retrait progressif de nombreux produits. En 2005, 489 SA, appartenant à environ 150 familles chimiques différentes, sont encore disponibles. Elles se répartissent, en fonction de leurs usages, en 165 fongicides, 139 herbicides, 95 insecticides, 11 nématicides et 79 produits divers. Ces SA sont formulées et commercialisées sous forme de préparations ou produits commerciaux : 6 000 environ sont homologués, mais environ 2 500 sont réellement distribués.

L'exploitation des données de consommations estimées à partir des chiffres des ventes des principales firmes phytopharmaceutiques fournit un premier niveau d'appréhension des pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires et de leur évolution.



Evolution des tonnages de substances actives vendues en France entre 1990 et 2004
(Source UIPP, "Les chiffres clés" 2004)

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Evolution 2001/2004
Herbicides	42 462	30 845	32 121	28 780	24 510	26 102	-19%
Fongicides	63 021	52 834	54 130	44 444	39 317	37 174	-31%
dont cuivre et soufre	31 628	31 360	31 692	22 382	20 973	18 755	-41%
Insecticides	3 612	3 103	2 488	2 316	2 223	2 469	-1%
Divers	11 407	7 911	10 896	8 009	8 480	10 360	-5%
Total hors cuivre et soufre	88 874	63 333	67 943	61 167	53 557	57 350	-16%
Total	120 502	94 693	99 635	83 549	74 530	76 105	-24%

Tonnes de substances actives phytosanitaires vendues en France entre 1999 et 2004 par grand type de produit. (Source UIPP)

Après une augmentation lente et régulière dans la seconde moitié des années 1990, les quantités totales de substances actives phytosanitaires vendues amorcent une diminution à partir de 2001 : elles passent de 99 600 tonnes en 2001 à 76 100 tonnes en 2004, soit une baisse globale de 24% sur le total des produits phytosanitaires (-16% hors cuivre et soufre). Cette diminution de consommation concerne surtout les fongicides (31%) et les herbicides (19%).

Cette tendance à première vue encourageante est cependant à nuancer par :

- l'apparition de nouvelles molécules s'utilisant à de très faibles doses par hectare et l'interdiction ou la limitation d'usage des substances actives dont la dose d'emploi homologuée est élevée ;
- la forte diminution d'emploi des produits soufrés et cuivrés (de l'ordre de 40%) qui, du fait de leur "poids" dans la consommation totale (près de 30%), explique une grande partie de la baisse observée.

Il n'est donc pas possible de relier directement ces évolutions de consommation à la baisse avec une évolution des modes de production résolument orientés vers une réduction des utilisations des produits de protection des plantes par les agriculteurs. Les tonnages vendus en 2002 sont par exemple comparables à ceux du milieu des années 90.

Diagnostic

La première étape de l'expertise a consisté à faire un état des lieux des connaissances disponibles sur la situation actuelle, c'est-à-dire sur les utilisations de pesticides, leurs effets et leurs déterminants.

2. Une utilisation des pesticides élevée mais très mal connue

2.1. Niveau et évolution des consommations nationales

. Les consommations globales (agrégées)

Les chiffres disponibles sont les ventes annuelles déclarées par les principales firmes phytosanitaires, publiées par l'UIPP (Union des industries de la protection des plantes) pour la France.

Ces données très globales mettent en évidence la très forte consommation nationale de pesticides (utilisés à 90% par l'agriculture). La France est le 1^{er} consommateur européen (avec 34% des quantités totales, en 2001). Elle occupe encore le 4^e rang par la consommation rapportée au nombre d'hectares cultivés (hors prairies permanentes), avec 5,4 kg/ha, derrière le Portugal, les Pays-Bas et la Belgique.

Une "tendance à la baisse" entre 1999 et 2003 est souvent citée, mais cette réduction enregistrée des tonnages vendus est à interpréter avec précaution : l'année 1999 correspond à des ventes record (achats avant l'instauration de la TGAP en 2000) ; le développement des SA utilisées à très faible dose par ha réduit les tonnages ; la pression parasitaire varie d'une année à l'autre (sécheresse 2003)... Les tonnages vendus ont d'ailleurs légèrement remonté en 2004. Par ailleurs, le seul raisonnement sur les quantités commercialisées ne permet pas de prendre en compte le risque présenté par ces substances pour l'environnement.

. Les productions les plus consommatrices

Un nombre restreint de cultures (céréales à paille, maïs, colza et vigne), qui occupent moins de 40% de la SAU (Surface agricole utile) nationale, utilisent à elles seules près de 80% des pesticides vendus en France chaque année.

Cultures	% de la SAU française	% de la consommation totale de pesticides	Remarques
Céréales à paille	24 %	40%	60% fongicides 35% herbicides
Maïs	7 %	10%	75 % herbicides
Colza	4 %	9%	
Vigne	3 %	20%	80 % fongicides
Ensemble	38 %	79%	

Occupation du territoire et consommation de pesticides pour quelques cultures

(données 2000, sources SCEES, UIPP)

En 1998, l'arboriculture fruitière (1% de la SAU) représentait en valeur 4% du marché national des fongicides, et 21% du marché des insecticides.

2.2. Pratiques phytosanitaires

Les pratiques de protection phytosanitaires mises en oeuvre par les agriculteurs sont en réalité encore très mal connues. Il existe très peu de données accessibles ; celles collectées par les acteurs économiques (enquêtes réalisées par les coopératives...) ne le sont pas. La seule source pluri-cultures "disponible", mais peu exploitée, est constituée par les enquêtes "Pratiques culturales" réalisées par le SCEES en 1994 (pour 10 cultures) et en 2001 (12 cultures), sur respectivement 9 000 et 21 000 parcelles. Pour les productions fruitières, il existe une enquête "vergers" quinquennale qui recueille certaines données sur la protection phytosanitaire (non encore publiées pour l'enquête 2002).

Il existe très peu d'informations disponibles (importance, efficacité technique, résultats économiques...) concernant les systèmes économes en pesticides.

. Cultures annuelles

D'après l'enquête SCEES 2001, le nombre moyen de traitements annuels est de 6,6 pour le blé, 3,7 pour le maïs et 6,7 pour le colza (malgré des conditions climatiques particulièrement favorables à une faible pression parasitaire).

Blé tendre : les conditions de production actuelles en France

D'après les données de l'enquête SCEES "Pratiques culturales" 2001⁵

. Stratégie visant une production élevée

En 2001, le blé est implanté encore majoritairement après labour ou travail du sol profond (17% des surfaces sont implantées sans labour en 2001, contre un peu moins de 12% en 1994). Cette culture reçoit en moyenne 175 unités d'azote en 3 apports et 6,6 traitements phytosanitaires⁶ (dont 2,3 désherbants) ; 16% des surfaces reçoivent plus de 6 traitements phytosanitaires (hors désherbage). Le rendement moyen 2001 est de 70 q/ha.

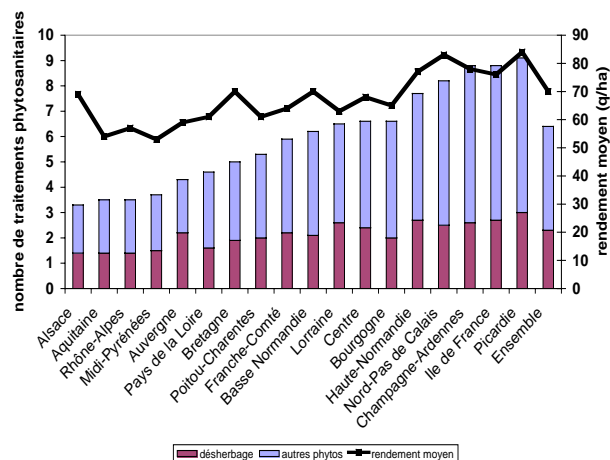
Ces données 2001 montrent une augmentation moyenne de plus de 3 traitements par rapport à 1994, due à au moins un traitement de plus en désherbage (en grande partie expliqué par l'hiver doux et pluvieux favorable aux levées d'adventices) et pour les fongicides. Elle est associée à un recours beaucoup plus fréquent aux mélanges de produits et à une réduction des doses par hectare traité pour de nombreuses substances actives (appliquées éventuellement à des doses très en deçà des doses homologuées).

L'enquête révèle également, concernant les conduites mises en œuvre par les agriculteurs, une prépondérance de la stratégie "productive raisonnée", fortement dépendante de l'utilisation de pesticides.

Stratégie future en matière de conduite du blé tendre, en part de la superficie (Agreste 1996)		
Recherche d'un rendement maximal	Recherche d'un rendement élevé, en raisonnant les techniques pour limiter les coûts	Recherche d'une diminution de toutes les dépenses, quitte à diminuer le rendement
8,5% (5,5 à 16,4%)	84,8% (78 à 92,3%)	6,7% (2,2 à 11,1%)

Les chiffres en gras indiquent la moyenne toutes régions confondues ; la fourchette en italique indique l'amplitude des moyennes régionales.

. Corrélation entre rendement et nombre de traitements



L'enquête SCEES 2001 révèle une grande variabilité des pratiques sur blé selon les régions, avec un nombre de traitements moyen variant de 3,4 en Alsace à 9 en Picardie. Le graphique met en évidence une relation entre niveau d'intensification et potentialités : les régions à fort potentiel (Champagne-Ardenne, Picardie, Ile de France...) sont aussi celles qui ont le nombre moyen de traitements le plus élevé.

Une grande variabilité est également observable à l'intérieur de chaque région.

. Précédents culturaux : une simplification avérée des rotations

La comparaison entre les données de 1994 et 2001 illustre la tendance forte à une simplification des rotations : augmentation très importante des blés de colza (25% des surfaces en blé en 2001 ; soit +108%) et des blés de céréales à paille (19% ; +48%) ; diminution parallèle des blés à précédents "autres" (-41%). Les 5 cultures (céréales à paille, maïs grain et fourrage, colza, tournesol) qui représentaient 56% des précédents de blé en 1994, en représentent 74% en 2001.

. Les décisions de traiter

L'enquête SCEES comprend une question sur les raisons des choix de traitement ("habitude", "recommandations techniques" ou "observations", réponses non exclusives). En 1994 (données non publiées pour 2001), les agriculteurs ont déclaré, dans un quart à un tiers des situations, que leurs choix de traitements relevaient d'"habitudes", pratiques par définition peu évolutives (situation assimilable à un programme de traitement systématique). Il existe une disparité forte de ces "habitudes" de traitement selon les cultures et les régions, sans que cette disparité se traduise forcément dans les faits par des pratiques de traitements différentes.

5. 4195 parcelles enquêtées correspondant à une surface extrapolée de 4,3 Mha réparties dans 21 régions administratives. 2001 est une année "calme" sur le plan parasitaire, mais les rendements de la campagne céréalière ont été affectés par des conditions climatiques humides, peu favorables à l'implantation.

6. Un traitement désigne l'usage d'un produit phytosanitaire (spécialité à base de une ou plusieurs matières actives) appliqué en un passage.

La seule analyse nationale des enquêtes SCEES publiée, qui concerne les cultures de blé et de maïs, montre une tendance à une réduction de la dose / hectare de chaque produit utilisé, mais aussi à un accroissement du nombre de traitements par culture entre 1994 et 2001.

L'enquête 2001 révèle de fortes disparités entre régions, variables selon les cultures. Sur blé (Encadré 4), culture pour laquelle le nombre moyen de traitements varie de 3,4 en Alsace à 9 en Picardie, il apparaît une nette corrélation positive entre ce nombre de traitements et le rendement. La compréhension de cette variabilité intra-culture des pratiques sanitaires et de leur relation avec les rendements enregistrés nécessiterait une analyse plus détaillée, et notamment la mise en relation des pratiques phytosanitaires avec les conditions de milieu et l'ensemble de l'itinéraire technique.

. Cultures pérennes

Le verger de pommier, qui est le plus étendu, est aussi le plus traité : en 1997, il recevait en moyenne 17,6 traitements fongicides et 10,5 traitements insecticides/acaricides par an. Les moyennes régionales peuvent être nettement supérieures avec, par exemple, 24 applications fongicides en Limousin, ou 9 à 13 traitements insecticides contre le seul carpocapse en région PACA. En 1997, 12% des arboriculteurs français déclaraient avoir recours à la production intégrée, 37% à des comptages visuels et/ou piégeages et 43% à des traitements systématiques.

La vigne (3,7% de la SAU, 20% de la consommation nationale de pesticides, 30% des fongicides) fait l'objet d'une vingtaine de traitements par an, dont une majorité de pulvérisations de fongicides.

2.3. L'importance de la prescription

La prescription joue un rôle central dans les décisions des agriculteurs en matière d'utilisation des pesticides, beaucoup plus que pour d'autres éléments de l'itinéraire technique (travail du sol, fertilisation, choix variétal...). Ces prescriptions sont généralement une affaire de spécialistes, qui posent donc indépendamment des diagnostics concernant le désherbage, les traitements contre les maladies ou contre les ravageurs. Les outils d'aide à la décision disponibles (cf. infra) sont utilisés pour décider ou non d'un traitement ou d'une date, mais ils ne sont pas conçus pour, en amont, mettre en place une situation qui permette d'éviter certains risques et donc de s'affranchir de certains traitements.

Le conseil en protection phytosanitaire est aujourd'hui majoritairement dispensé par les agents commerciaux des coopératives qui vendent les pesticides et sont intéressées à la fois à vendre davantage d'intrants (doses de semences, engrais, pesticides...) et à collecter un volume de récolte maximal, c'est-à-dire à maintenir des systèmes intensifs.

2.4. La question des indicateurs d'intensité d'utilisation des pesticides

Cette question des indicateurs est récurrente : toutes les réflexions sur des politiques de régulation de l'utilisation des pesticides mentionnent cette nécessité de disposer d'indicateurs pour déterminer une politique puis en suivre les effets. Ainsi, le Plan "Pesticides" (action 27 de la version du 17 novembre 2004) propose de "fixer un objectif d'amélioration des pratiques, en utilisant des indicateurs et en s'appuyant sur un référentiel des bonnes pratiques phytosanitaires ainsi que sur une analyse approfondie des pratiques existantes".

Il convient de distinguer les indicateurs de consommation de pesticides et les indicateurs de risques ou d'impacts, qui seront eux abordés plus loin (cf. 3.4.).

. Indicateurs globaux

Ni le nombre de traitements phytosanitaires, ni les quantités de pesticides commercialisées ou utilisées ne constituent un indicateur très pertinent pour caractériser la consommation de pesticides et son évolution.

L'exemple des Pays-Bas confirme les limites de ce dernier critère : le pays s'était engagé dans un programme visant une réduction de 50% des tonnages consommés ; l'objectif a été atteint, mais la baisse a été analysée *a posteriori* comme principalement due à la suppression de désinfectants du sol employés à fortes doses par hectare.

Faisant le même constat, le Danemark (cf. Encadré 20) a adopté comme indicateur de suivi des effets de sa politique un indice de fréquence de traitements, le TFI (*Treatment frequency index*), défini comme le nombre de doses homologuées appliquées en moyenne sur la SAU totale du pays, tous pesticides confondus. Le TFI fournit une première approche de l'intensité du recours aux pesticides, intégrant dans son calcul la dose d'utilisation. En revanche, le "profil environnemental" de la spécialité n'est pas pris en compte (comportement des molécules dans l'environnement, écotoxicité).

. Indicateurs concernant les pratiques phytosanitaires

La connaissance des pratiques se résume aujourd'hui au mieux à une analyse statistique du nombre de traitements, qui ne permet évidemment pas une compréhension des logiques mises en oeuvre, ni l'identification de grands types de conduite à l'échelle du système de culture et de la région. Si l'on souhaite pouvoir connaître les pratiques et suivre leur évolution, il serait nécessaire de les analyser à l'échelle du système de culture, et donc de disposer de suivis pluriannuels de parcelles, ce qu'aucun dispositif ne permet actuellement.

Une piste serait à explorer : la valorisation des enregistrements de pratiques⁷, rendus obligatoires dans de nombreuses démarches de la profession et jusqu'à présent peu utilisés par les agriculteurs eux-mêmes ou leurs conseillers. Une valorisation (anonyme) départementale et nationale de ces données serait à envisager, pour produire une connaissance peu différée dans le temps des pratiques du moment, et favoriser ainsi une certaine réactivité des acteurs.

La nécessité reconnue d'une meilleure connaissance des pratiques se traduit actuellement par une réflexion sur la conception de dispositifs tels que des "observatoires des pratiques agricoles et des systèmes de production", projets soumis dans le cadre des appels d'offre ADAR (Agence de développement agricole et rural) et ADD (programme fédérateur "Agriculture et développement durable" inter-organismes, piloté par l'INRA).

►► Le premier obstacle à une connaissance de l'utilisation des pesticides est la faiblesse des données disponibles. Par exemple, les informations spatialisées nécessaires pour mettre en relation utilisation de pesticides et contamination des milieux ou identifier les sources majeures de pollution n'existent pas ou ne sont pas disponibles. Cette situation devrait évoluer puisque la mise en oeuvre de la Stratégie thématique européenne prévoit l'instauration d'un Règlement relatif à la collecte des données (défini par Eurostat).

Le second obstacle est le manque d'indicateur(s) simple(s) de l'utilisation de pesticides et de son évolution. Le choix du ou des indicateur(s) dépend fortement de l'objectif poursuivi (suivi des effets de politiques, caractérisation des utilisations, estimation des impacts...). Plus cet objectif est proche des performances environnementales (impact) et plus l'indicateur retenu doit intégrer dans sa construction des variables qui concernent les caractéristiques des produits utilisés et des milieux récepteurs. Il s'éloigne par là même du souci d'opérationnalité et de rapidité de mise en oeuvre propre aux indicateurs. A l'inverse, si l'indicateur est trop simpliste (nombre de traitements par ha, par exemple), il nécessite d'autres descripteurs pour limiter les interprétations erronées. Un effort est à produire pour proposer une liste d'indicateurs précisant leur pertinence en fonction des utilisations pressenties, et leur mode d'emploi (dont les conditions d'interprétation).

3. Une contamination des milieux et une dégradation des écosystèmes avérées mais inégalement quantifiées

Au début des années 90, en particulier sous l'impulsion donnée par l'application en droit français de la directive CEE 80-778 relative à l'eau potable, des dispositifs de surveillance de la qualité des eaux ont été mis en place, et de nombreux travaux scientifiques et techniques ont été entrepris pour mieux décrire et comprendre les transferts des pesticides dans l'environnement ainsi que, dans une moindre mesure, leurs impacts sur des organismes non visés par leur utilisation. Les références scientifiques et les données de contamination sont donc nettement plus nombreuses pour l'eau que pour les autres compartiments de l'environnement.

3.1. Contamination des milieux

La "contamination" est définie comme la présence anormale de substances, micro-organismes... dans un compartiment de l'environnement. Pour tous les pesticides de synthèse, on peut donc parler formellement de contamination y compris pour les sols agricoles, même si la présence de pesticides y est attendue et volontaire (ce qui n'est pas le cas pour les milieux aquatiques, par exemple). Le terme de "pollution" désigne la présence de substances au-delà d'un seuil pour lequel des effets négatifs sont susceptibles de se produire.

. Contamination des eaux superficielles et souterraines

Les eaux continentales sont les milieux pour lesquels les données sont les plus nombreuses, et font l'objet d'une compilation annuelle par l'IFEN. Ces données mettent en évidence une contamination quasi-généralisée des eaux de surface et des eaux souterraines par les pesticides, et la prépondérance des herbicides parmi les molécules les plus fréquemment détectées (du moins à l'échelle des "masses d'eau" au sens de la DCE).

Une contamination significative peut être générée par des pertes en pesticides très faible : une fuite de moins de 1/1000^e de la masse d'herbicide épandue sur une parcelle peut suffire par exemple pour contaminer l'eau qui s'écoule au dessus du seuil de potabilité.

Les données collectées ne permettent toutefois pas de quantifier avec précision les niveaux de contamination, ou de calculer l'exposition des organismes. Elles sont en effet souvent :

- très hétérogènes et difficilement comparables, car produites par des réseaux de suivi divers (ayant des objectifs différents : surveillance de l'eau potable, suivi de bassin versant...), avec des méthodes analytiques et des listes de molécules recherchées différentes... ;
- non représentatives, car les prélèvements sont peu fréquents, et ne permettent notamment pas la détection des pics de pollution ;

⁷ En 2001 (enquête SCEES), sur blé, 85% en moyenne des agriculteurs déclarent enregistrer leurs pratiques phytosanitaires (95% dans les régions de grande culture)

- très incomplètes, puisque les molécules suivies sont surtout des molécules-mères (les métabolites ou les molécules-mères employées à faible dose ne sont généralement pas recherchés de façon systématique), et que les interactions possibles entre les substances ne sont pas prises en compte ;
- peu adaptées pour des études écotoxicologiques, la présence d'une substance n'étant pas nécessairement indicatrice de sa biodisponibilité, et la mesure de contamination n'étant jamais assortie de mesures d'impact.

Concernant les eaux marines côtières et les zones de transition, la connaissance de la contamination est très partielle, voire inexistante pour les substances autres que certains pesticides organochlorés, alors que ces milieux doivent être pris en compte dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE.

. Contamination de l'air

Des études émanant de divers groupes de recherche ont été menées en France depuis la fin des années 80 et se poursuivent à l'heure actuelle. Des réseaux de surveillance gérés par des Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) ont commencé à réaliser des mesures, notamment dans le cadre de projets soutenus par l'ADEME, mais les données restent fragmentaires (campagnes de suivi ponctuelles dans le temps et dans l'espace) et les listes de molécules suivies sont limitées.

Les premières données permettent de constater la présence de pesticides dans toutes les phases atmosphériques, en concentrations variables dans le temps (caractère parfois saisonnier, lien avec les périodes d'application) et l'espace (proximité des sources) ; même des composés peu volatils ou interdits (lindane par exemple) sont parfois détectés.

Les difficultés méthodologiques sont nombreuses : absence jusqu'à présent de normes de prélèvements (en cours de définition), difficultés d'analyse (les concentrations étant relativement faibles, la partition gaz/particules restant difficile à estimer de manière fiable...), interprétation des observations (mise en relation avec les usages, corrélation avec les propriétés physico-chimiques...). Il convient toutefois de noter la mise en place, ces dernières années, de groupes de travail à l'échelle nationale sur ce sujet.

. Contamination des sols

Il n'existe pas de dispositif équivalent à ceux relatifs à l'eau et à l'air pour la caractérisation de la contamination des sols par les pesticides. La pollution chronique par certaines substances minérales (cuivre) et l'existence éventuelle de "résidus liés" (c'est-à-dire non extractibles par les méthodes classiques d'analyse) pose la question du risque environnemental à long terme, notamment dans le cas d'une réallocation des terres agricoles à d'autres usages.

Ce risque est illustré par le cas du chlordécone, utilisé de 1972 à 1993 pour la lutte contre le charançon de la banane, en Guadeloupe et Martinique : resté stocké dans les sols, il pollue actuellement (et sans doute encore pour des décennies) les eaux et peut contaminer les productions dans certaines zones.

. Interprétation des données

L'interprétation des données de contamination fait appel à des valeurs de référence. Pour les milieux aquatiques par exemple, celles-ci sont identiques pour toutes les substances. Ce sont essentiellement celles retenues pour les normes de potabilité (0,1 µg/l en général pour chaque substance, 0,5 µg/l pour l'ensemble des substances) qui sont utilisées, alors que les propriétés toxicologiques et écotoxicologiques des pesticides sont souvent très différentes. La comparaison de ces valeurs de référence avec les concentrations prédites sans effet (*Predicted No Effect Concentrations* ou PNEC, dont certaines sont encore provisoires) déterminées lors de l'évaluation du risque écotoxicologique des pesticides pour les milieux aquatiques montre que pour près de 20% des substances (31 sur 163, essentiellement des insecticides et des herbicides) les PNEC pour les milieux aquatiques sont inférieures ou égales à 0,1 µg/l.

► Il existe plusieurs raisons ou obligations de disposer d'un suivi des contaminations : pour l'estimation de l'exposition des populations humaines (air, sols, eaux de boisson, aliments), pour la mise en œuvre d'un dispositif post-homologation des pesticides, pour une surveillance de l'état des masses d'eau conforme aux engagements prévus dans le cadre de la DCE... Or les dispositifs actuels (embryonnaires pour l'air, hétérogènes pour les eaux) ne permettent pas de collecter l'ensemble des données nécessaires⁸.

Par ailleurs, le sol étant le compartiment clé (puits et source) pour les autres compartiments de l'environnement, des informations sur les stocks de pesticides dans les sols et leur évolution seraient nécessaires.

3.2. Devenir et dispersion des pesticides dans l'environnement

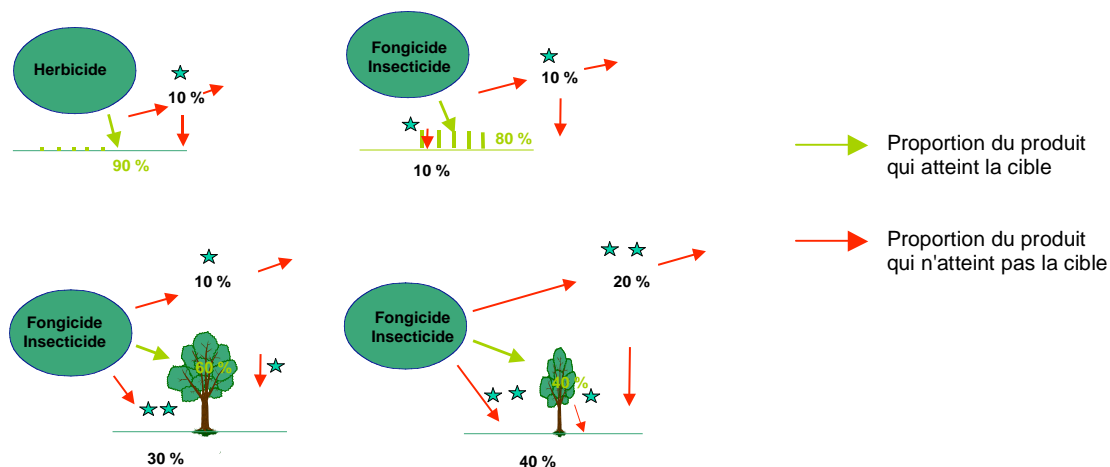
. Distribution entre compartiments dans la parcelle traitée

On dispose de peu de références sur les pertes à l'épandage, mais on sait que les pourcentages de SA n'arrivant pas sur leurs cibles (des organes végétaux, le plus souvent) peuvent être très importants, en fonction du type de pesticide, de la technique d'application et du développement du couvert (Encadré 5). Par exemple, en pulvérisation sur le feuillage, ces pourcentages peuvent atteindre 10 à 70% de pertes vers le sol et 30 à 50% vers l'air. Lors d'une fumigation du sol, 20 à 30% de pertes dans l'air peuvent se produire selon le bon respect ou non des règles d'application.

8. Signalons la création de l'Observatoire des Résidus de Pesticides (ORP), dont les missions seront à terme de rassembler, en vue de leur valorisation, les informations et résultats des contrôles et mesures de résidus de pesticides dans différents milieux et produits consommés par l'homme, d'estimer les niveaux d'exposition des populations et d'identifier les actions permettant d'améliorer les systèmes d'information et notamment la nature et le format des données collectées.

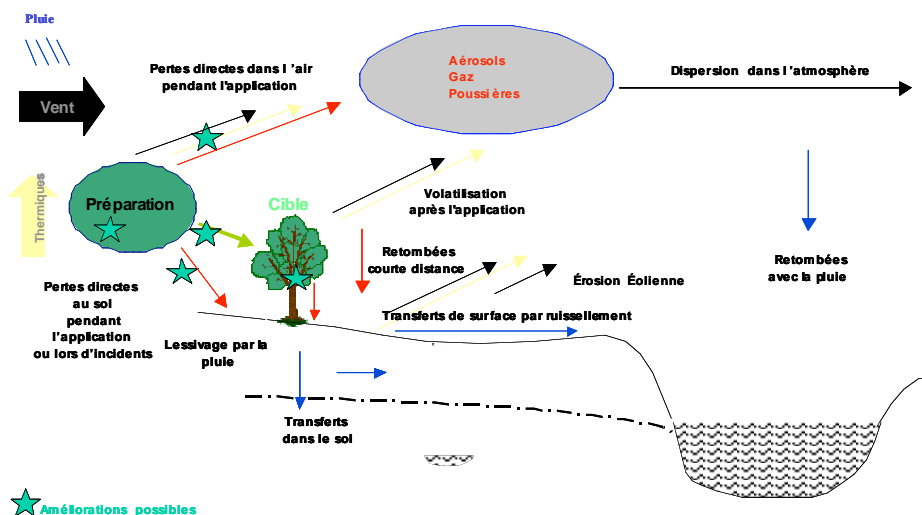
La dispersion des pesticides dans l'environnement

. Pertes lors de l'application



Lors de l'application, les pertes en direction des différents compartiments de l'environnement varient suivant l'état de développement des cultures, le réglage du pulvérisateur, la composition de la bouillie pulvérisée et les conditions météorologiques (les valeurs mentionnées dans la figure ci-dessus ne sont qu'indicatives). Les possibilités d'amélioration sont multiples, mais elles seront toujours difficiles à mettre en œuvre car leur résultat ne sera jamais facile à visualiser. Compte tenu de la géométrie de la végétation, et des difficultés de traitement qui en résultent, les gains seront plus importants en cultures pérennes qu'en cultures annuelles basses.

. Voies et mécanismes de dispersion dans l'environnement



Les mécanismes de dispersion sont très nombreux et dépendent principalement du couvert végétal, des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique, et donc des substrats géologiques et des conditions climatiques pendant et après l'application, et de la composition des produits épandus. Alors qu'ils peuvent jouer un rôle important, les mécanismes de volatilisation sont encore peu connus car difficiles à mesurer. Ainsi, compte tenu de la grande variabilité des mesures de terrain, les approches par modélisation s'avèrent nécessaires pour quantifier correctement les niveaux d'exposition des différents compartiments de l'environnement.

Le lessivage foliaire vers le sol peut ensuite concerner quelques % du pesticide appliqué sur le couvert végétal. La volatilisation, pour des applications au sol ou sur plante, représente de quelques dixièmes à quelques dizaines de % de la dose appliquée selon les composés, les conditions pédoclimatiques et les techniques culturales.

. Dispersion atmosphérique

De nombreux travaux expérimentaux ont étudié les transferts atmosphériques qui ont lieu pendant les applications par pulvérisation, nommés *dérive*. Les facteurs impliqués sont identifiés (conditions météorologiques, modes d'application – hauteur de la rampe, par exemple...), et cette voie de transfert fait l'objet d'estimation pour les dossiers d'homologation. Cependant une ambiguïté subsiste quant à la définition même de la dérive (elle est définie soit comme la différence entre la quantité sortant des buses et celle atteignant la cible, soit comme les quantités déposées à proximité de la parcelle) ; il reste difficile de comparer les résultats (en raison de l'utilisation de capteurs différents) et peu de connaissances existent sur l'évaporation des gouttelettes de spray. Des modèles de complexité variable ont été développés. Des études spécifiques (y compris en terme de modélisation) ont été réalisées pour certaines applications particulières (cas des épandages par hélicoptère ; voir expertise AFSSE) ou récemment sur l'éventuelle dispersion de poussières d'enrobages de semences ou de granules.

En post-application, l'attention portée à la dispersion et au dépôt à courtes distances de la phase gazeuse issue de la volatilisation est relativement récente, et cette voie de transfert est encore peu renseignée. Des modèles existent, mais on dispose de peu de jeux de données pour les valider. A plus large échelle, le transport de certains pesticides à grande distance a été mis en évidence par leur détection dans des lieux éloignés de toute utilisation (montagnes, lacs...). Cependant, il est actuellement difficile d'estimer le potentiel de transport des pesticides, par méconnaissance des puits (dégradations dans l'atmosphère, dépôts secs, humides) et de la partition gaz/particules (qui influence la dégradation des composés et leur potentiel de transport). Quant à l'érosion éolienne depuis le sol ou la plante, ni son importance, ni les facteurs la gouvernant ne sont connus avec précision ; certains auteurs la considèrent comme faible, alors que d'autres estiment qu'il s'agit d'une voie de dissipation significative (pouvant être supérieure au ruissellement).

. Rétention et dégradation dans le sol

Les processus de rétention des pesticides dans le sol réduisent leur mobilité et diminuent ainsi, au moins temporairement, leur transfert vers l'air ou l'eau. Pour les molécules non ionisées, la rétention augmente avec la teneur en matière organique du sol. Pour les autres molécules, polaires ou ionisables, la prédiction de la rétention est plus délicate. La rétention évolue néanmoins dans le temps et peut devenir à peu près irréversible jusqu'à créer des résidus liés, non extractibles, dont on ne connaît ni la nature chimique exacte, ni la capacité de libération ultérieure.

Le processus de dégradation est un facteur de dépollution majeur des compartiments environnementaux contaminés par les pesticides, s'il aboutit toutefois à une minéralisation totale (lorsque ce n'est pas le cas, une pollution peut être causée par les métabolites issus de la dégradation). Il dépend de la stabilité chimique de la molécule et de facteurs abiotiques (température, humidité) et biologiques (microflore). Les traitements répétés d'un sol avec un même pesticide peuvent conduire à sélectionner une microflore adaptée qui accélère la dégradation dudit pesticide. Il existe une variabilité importante des vitesses de dégradation d'une molécule donnée, qui sont donc difficiles à prévoir avec précision.

Rétention et dégradation ne sont pas des phénomènes indépendants : la rétention conditionne la disponibilité des produits pour leur dégradation. En pratique, c'est le couple rétention-dégradation qui détermine la mobilité des substances.

. Transports par ruissellement et percolation

La contamination des eaux diffère suivant la voie d'écoulement : elle est en général maximale, en terme de concentration instantanée en pesticides, pour le ruissellement, moyenne pour le drainage artificiel des sols, et moyenne à faible pour la lixiviation. Les pertes de la plupart des pesticides lors des phénomènes de ruissellement et d'érosion se font en solution, le transport particulaire n'étant important que pour les pesticides les plus retenus (hydrophobes ou peu solubles dans l'eau). Dans la plupart des cas, la réduction de l'érosion aura peu d'effets sur les pertes des pesticides et il est donc pertinent de chercher à réduire les flux de ruissellement.

Le risque maximal de contamination des eaux de surface correspond aux fortes averses qui se produisent peu de temps après l'application ou l'arrivée du produit au sol, c'est-à-dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol et que les états de surface du sol sont potentiellement dégradés ; les pertes durant ces quelques événements peuvent constituer la majorité de la contamination annuelle.

Pour la contamination des eaux souterraines, le risque est essentiellement lié au régime pluviométrique, à l'épaisseur de la zone non saturée, aux interactions nappes-rivières et à la nature et à la vitesse des écoulements à travers le sol et le sous-sol.

Cependant le transport dans l'eau de certaines substances est parfois observé pendant plusieurs années après leur application, ce qui illustre le risque significatif de remobilisation de résidus fortement retenus sur la matrice du sol. C'est par exemple le cas du chlordécone dans les andosols de Guadeloupe.

Effets directs et indirects des pesticides

Les effets directs correspondent aux manifestations de la toxicité d'une substance pour une espèce sensible. Les effets indirects se produisent lorsqu'une espèce (ou un groupe d'espèces) est affectée par une substance alors que celle-ci n'est pas toxique pour l'espèce (ou le groupe d'espèces) en question. Il s'agit le plus souvent de la conséquence d'effets directs qui s'exercent sur d'autres organismes et qui se manifestent via la perturbation de processus écologiques tels que les relations proies-prédateurs ou les phénomènes de compétition.

Effets directs	Effets indirects
Diminution de l'abondance des proies	Diminution de l'abondance des prédateurs
Diminution de l'abondance des prédateurs	Augmentation de l'abondance des proies
Diminution de l'efficacité de capture des proies (ex. troubles du comportement des prédateurs)	Diminution de l'abondance des prédateurs → Augmentation de l'abondance des proies
Augmentation de la vulnérabilité des proies (ex. troubles du comportement des proies)	Augmentation de l'abondance des prédateurs → Diminution de l'abondance des proies → Diminution de l'abondance des prédateurs
Modifications de l'habitat (ex. mort des plantes)	Diminution de l'abondance de certaines espèces (ex. disparition de sites de nidification)
Diminution de l'abondance de certains compétiteurs	Augmentation de l'abondance de certains autres compétiteurs

Exemples d'effets directs des pesticides et de leurs conséquences indirectes éventuelles

Les effets indirects sont fréquemment découplés dans le temps (voire dans l'espace) des effets directs et ils peuvent parfois s'enchaîner (effets en cascade). Ils rendent très difficile l'évaluation des effets des pesticides dans les milieux naturels.

Facteurs de confusion et mise en évidence des effets des pesticides

De nombreux facteurs de confusion et la variabilité naturelle des conditions environnementales peuvent masquer ou au contraire exacerber les effets des pesticides. Les facteurs de confusion peuvent être de nature physique, chimiques ou biologiques.

Quelques exemples :

Facteurs physiques

- Modifications des caractéristiques spatiales et temporelles des habitats et des paysages (connectivité, permanence...)
- Erosion des sols
- Présence de matières en suspension dans l'eau et sédimentation anormale
- Modifications du régime hydrique
- Changements climatiques
- Pratiques agricoles (travail du sol, remembrement...)

Facteurs chimiques

- Eutrophisation des eaux
- Présence d'autres polluants
- Modification (temporaire ou définitive) de la biodisponibilité des pesticides

Facteurs biologiques

- État sanitaire des populations (morbidité, pression parasitaire...)
- Introduction d'espèces prédatrices ou compétitrices
- Modification des ressources alimentaires disponibles
- Pathologies émergentes

. Transferts hydrologiques aux échelles supra-parcellaires

Les voies de circulation de l'eau et les quantités impliquées en terme de flux, entre parcelle agricole et bassin versant sont très diverses et variables d'un hydrosystème à un autre. La contamination des eaux de surface n'est pas uniquement due aux processus de ruissellement, et celle de la contamination des eaux de nappes, superficielles ou souterraines, aux seuls processus de percolation. Il existe en effet des échanges entre ces différentes voies de transfert.

Les dynamiques de contamination des eaux de surface à l'échelle d'un bassin versant peuvent être assez aisément mises en relation avec les pratiques agricoles à condition que celles-ci soient bien caractérisées. Elles montrent toutefois des variabilités temporelles importantes, avec des pics de pollution, qui posent des problèmes en terme de surveillance. Les dynamiques de contamination des eaux souterraines restent très mal connues ; les mécanismes et les temps de réponse à un changement de pression polluante sont faiblement identifiés.

. Les difficultés de couplage des mécanismes et les limites actuelles de la modélisation

Les mécanismes de transfert vers les milieux aquatiques sont très étudiés, mais les recherches sont souvent limitées à l'échelle de la parcelle, à un type de milieu, centrées sur un processus particulier... Aussi, les mécanismes principaux sont connus, ainsi que leurs facteurs déterminants, mais leur expression et leur importance relative sont très dépendantes des conditions environnementales, souvent difficiles à formaliser, en particulier pour les phénomènes biologiques de dégradation. En outre, le couplage de l'ensemble des processus, pour plusieurs molécules et à des échelles plus larges que la parcelle, s'avère difficile. Les phénomènes ne sont quantifiés que pour quelques bassins versants très instrumentés. Un nœud de connaissance correspond à l'identification des mécanismes de transfert entre eaux de surface et eaux souterraines et au couplage des processus de dilution, rétention, transfert et dégradation sur les moyen et long termes.

Des modèles très complets décrivant la dynamique globale des pesticides sont disponibles et certains sont couramment utilisés pour l'évaluation des risques dans le cadre de l'homologation. Mais ils sont souvent limités à la description de la zone non saturée du sol et il y a très peu de jeux de données pour calibrer et valider ces modèles.

► Bien que des progrès importants aient été accomplis sur les modèles de transfert de pesticides ces dernières années, les prédictions de ces modèles concernant les évolutions à long terme des contaminations à des échelles larges restent encore soumises à des incertitudes importantes.

Il existe par ailleurs très peu de données pour traiter la question, controversée, de la part relative des pollutions ponctuelles (cours de ferme, gestion des fonds de cuve des pulvérisateurs...) et diffuses (application agronomique), que ce soit en terme de contamination de l'environnement ou en terme d'impact.

►► Les mécanismes déterminant la disponibilité des pesticides dans les sols et leur transfert vers les milieux aquatiques sont globalement bien connus, mais il reste difficile de les quantifier, à la fois du fait des limites des connaissances et de la forte variabilité spatiale et temporelle des sites réactionnels responsables de la rétention, de l'expression des fonctions de dégradation, et des conditions de transfert. En conséquence, la hiérarchisation de l'importance des différents mécanismes dans une situation donnée sera inévitablement imprécise, ainsi que l'évaluation de l'efficacité des solutions correctives proposées suite à un diagnostic fondé sur ces connaissances. Cette limite des diagnostics (pratiqués notamment dans le cadre des actions des Groupes régionaux "phytos") ne remet toutefois pas en cause l'intérêt de leur mise en oeuvre : ils restent indispensables pour proposer des techniques qui "vont dans le bon sens".

3.3. Impacts sur les écosystèmes

. Effets sur les organismes et les écosystèmes

L'interdiction progressive des molécules les plus toxiques a supprimé les mortalités massives d'organismes non-cibles. Les effets directs (Encadré 6) qui subsistent sont moins visibles, le plus souvent non létaux, plus difficilement détectables, mais ils peuvent fragiliser les populations (moindres performances de reproduction, vulnérabilité accrue à la prédation...). Les effets des pesticides se manifestent alors parfois longtemps après que l'exposition a eu lieu. Les effets directs des pesticides peuvent aussi entraîner des effets indirects, plus difficiles à détecter mais dont les conséquences sont souvent importantes. La modification de la disponibilité des ressources (trophiques ou autres) et des relations de compétition sont les principaux mécanismes d'occurrence et de propagation de ces effets indirects.

Les effets sur les organismes sont connus dans leurs principes, mais difficiles à mettre en évidence sur le terrain, en raison de la non-spécificité des effets, de l'existence de mécanismes de régulation des populations à différentes échelles spatiales et temporelles (pour les oiseaux et les mammifères par exemple, il est très difficile d'appréhender le niveau des populations et celui des communautés d'espèces, du fait de la taille des territoires exploités et de leur temps de génération)...

. Suivi des impacts

Il est très difficile de quantifier les impacts réels des pesticides dans le milieu naturel et d'analyser leur évolution.

Des réseaux de suivi des impacts sur les organismes existent, mais ils sont fragmentaires et très spécifiques : ils concernent essentiellement les vertébrés sauvages et, dans une moindre mesure, l'abeille domestique ; la probabilité qu'un incident soit recensé par ces réseaux de surveillance est non chiffrée mais indubitablement faible. Dans de nombreux cas, les impacts observés ne peuvent être attribués à un polluant en particulier du fait de la multipollution

Outils biologiques pour la mise en évidence des effets des pesticides

Les effets de l'introduction d'un pesticide dans un écosystème peuvent se produire à différents niveaux d'organisation biologique : individus et populations, assemblages d'espèces et communautés, écosystème dans son ensemble. Des paramètres biologiques peuvent être mesurés à ces différents niveaux et constituer autant de signaux indiquant qu'une perturbation a eu lieu.

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité des milieux naturels, plusieurs stratégies biologiques complémentaires peuvent être utilisées :

- mesure de **biomarqueurs** (réponses moléculaires, biochimiques, cellulaires, physiologiques ou comportementales, qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un individu à un pesticide). La mesure de l'activité d'une enzyme clé du fonctionnement du système nerveux, l'acétylcholinestérase (AChE) peut par exemple révéler l'exposition d'invertébrés (mollusques, arthropodes) ou de vertébrés (poissons, oiseaux, mammifères) à certains insecticides (organophosphorés ou carbamates) dont le mode d'action est justement l'inhibition de l'AChE. Des valeurs seuils de l'inhibition, au-delà desquelles la mort de l'individu est inévitable, ont parfois été proposées, notamment pour les oiseaux.

- analyses sur des **espèces sentinelles** (accumulation de pesticides, mesure de biomarqueurs, évaluation de l'état de santé...). C'est par exemple la stratégie mise en œuvre depuis de nombreuses années dans le cadre du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), avec la réalisation d'analyses de la contamination de bivalves marins (moules et huîtres) échantillonnés dans de nombreuses stations réparties sur les côtes françaises. Cette approche est particulièrement adaptée à la mesure de la contamination par des substances peu hydrosolubles (pesticides organochlorés par exemple).

- recherche de **bioindicateurs** (présence/absence et/ou abondance de certains organismes), avec dans certains cas utilisations d'indices. Les communautés de nématodes et de micro-arthropodes constituent par exemple de bons outils de bioindication de la qualité des sols vis-à-vis de l'impact de certains pesticides.

De nombreuses propositions d'outils biologiques ont été faites, mais les succès dans la mise en évidence simultanée de la présence et des effets des pesticides en milieu naturel sont rares.

Aucun de ces outils n'est actuellement utilisé en routine pour l'évaluation spécifique des effets des pesticides.

Indicateurs et pesticides

De nombreux indicateurs relatifs aux pesticides ont été proposés, avec des objectifs très variés :

- identification de situations à risque,
- aide à la hiérarchisation des actions,
- évaluation des performances environnementales, dans le cadre de la mise en place de programmes de réduction des utilisations et des contaminations,
- caractérisation d'une situation et de son évolution, afin notamment de mesurer l'écart par rapport à des objectifs,
- appui aux décisions de réduction d'emploi ou d'interdiction,
- aide à la définition de programmes de substitution de substances,
- encadrement de la production (définition et respect de cahiers des charges),
- accompagnement de programmes d'amélioration des pratiques et de sensibilisation des agriculteurs,
- communication vis-à-vis du monde professionnel ou du grand public.

Cette diversité d'objectifs est l'une des raisons de la multiplicité des outils proposés. Elle implique aussi qu'imaginer un indicateur unique, "universel", n'aurait aucun sens.

Ces indicateurs sont l'objet de controverses qui concernent :

- les variables d'entrée, et notamment la prise en compte parfois succincte de l'environnement,
- les méthodes d'agrégation,
- la nature des données de toxicité prises en compte et leur mode d'utilisation,
- la non-prise en compte de la problématique des mélanges,
- la trop grande spécificité de certains indicateurs,
- l'absence fréquente de niveaux de référence et de règles de décision,
- le recours à des bases empiriques ou à des dires d'expert pour la construction,
- l'absence très fréquente de tests de sensibilité sur les variables d'entrée, qu'elles soient liées au produit, au milieu ou à l'usage.

Enfin, la principale critique est l'absence de validation des prédictions des indicateurs par des données de terrain.

des milieux et des interactions possibles des polluants entre eux et avec d'autres facteurs environnementaux. De nombreux facteurs de confusion et la variabilité naturelle des conditions environnementales peuvent rendre difficile l'identification des effets des pesticides (Encadré 7). Les facteurs de confusion (d'ailleurs souvent liés à l'intensification de l'agriculture) peuvent être de nature physique (structure des sols et des habitats aquatiques), chimiques (nutriments, autres toxiques) ou biologiques (présence de certaines espèces).

L'approche physico-chimique de l'évaluation de la qualité des milieux présente de nombreuses limites qui tiennent notamment au caractère ponctuel (dans l'espace et le temps) des analyses, aux performances des méthodes analytiques, à l'absence de données sur la biodisponibilité des substances détectées et aux incertitudes sur les causes et l'ampleur de la variabilité intra- et inter-spécifique de la sensibilité des organismes.

Plusieurs stratégies biologiques complémentaires (Encadré 8) peuvent être utilisées pour évaluer les effets des pesticides dans les milieux naturels : mesure de biomarqueurs, analyses sur des espèces sentinelles et recherche de bioindicateurs. Malgré la quantité très importante de travaux scientifiques réalisés sur les biomarqueurs, ces outils ne sont pratiquement pas utilisés en routine pour la biosurveillance environnementale. Par ailleurs, les nombreux outils de bioindication développés pour l'évaluation de la qualité des milieux, notamment aquatiques, et dont certains sont utilisés en routine, n'ont pas été mis au point pour mettre en évidence de façon spécifique les impacts des pesticides.

3.4. Les approches intégratives

. Relations entre utilisation de pesticides, contamination et impacts

Excepté dans certains bassins versants suivis par des Groupes régionaux "phytos", les informations sur les pratiques agricoles autour des points de mesure de contamination ne sont pas collectées ou disponibles, ce qui ne permet pas de caractériser les relations entre les "sources" et les niveaux de contamination du milieu. Les mesures de contamination de l'eau sont rarement adaptées à une évaluation de l'exposition (biodisponibilité non connue...). Dans les quelques études qui ont permis de mettre en évidence une relation entre l'exposition aux pesticides et les effets sur les populations naturelles en milieu aquatique, la caractérisation de l'exposition n'est généralement pas suffisante pour déterminer avec précision la concentration et la durée d'exposition qui induisent des effets biologiques.

► En l'état actuel des études réalisées, il n'est que très exceptionnellement possible de mettre en évidence les relations entre pratiques phytosanitaires, niveau de contamination des milieux et impacts sur les organismes ou les écosystèmes. Les cas les mieux documentés et pour lesquels le rôle exact des pesticides a été démontré concernent essentiellement les oiseaux, et ils ont nécessité plusieurs années d'études à grande échelle.

. Indicateurs et pesticides

Différents indicateurs de flux et de risques ont été développés en Europe pour prédire les contaminations dans les différents compartiments de l'environnement et leurs impacts potentiels sur différentes cibles. Toutefois il n'existe pas à l'heure actuelle de données objectives qui permettent d'établir si les "sorties" de ces indicateurs sont correctes. Même lorsque l'objectif est de classer des substances les unes par rapport aux autres, il n'existe pas de consensus sur l'indicateur ou la méthode à mettre en œuvre. Ces outils, qui ont fréquemment été conçus avec des objectifs très différents, souffrent tous d'un manque de validation dans des situations de terrain et ils sont l'objet de nombreuses critiques (Encadré 9).

Une piste d'avenir consiste en l'utilisation de modèles déterministes de transfert pour développer des indicateurs robustes, certains modèles de transfert de pesticides ayant bénéficié de programmes de validation conséquents durant les deux dernières décennies.

►► Malgré la demande forte et légitime de développement d'indicateurs de risques de contamination et d'impacts, simples d'accès, il est nécessaire de rester temporairement circonspect sur l'utilisation des indicateurs existants comme outil d'aide à la décision. La mise en œuvre de vrais programmes de validation des différents indicateurs existants devrait toutefois permettre de dépasser ce stade dans le futur. En revanche, l'utilité des indicateurs comme outil d'aide à la communication, à la prise de conscience, au raisonnement, semble d'ores et déjà indiscutable.

4. Des risques phytosanitaires mal évalués, et accrus par les systèmes de culture

4.1. Une évaluation insuffisante des risques sanitaires et de l'efficacité des pesticides

L'objectif de la protection des cultures n'est pas de limiter la taille des populations de bio-agresseurs mais de réduire les pertes de récoltes (quantitatives et qualitatives) qu'ils peuvent occasionner. Or on constate un amalgame entre dégâts sur les cultures (symptômes), dommages sur les récoltes (mesurables par des diminutions quantitatives et/ou qualitatives des produits récoltés) et pertes économiques pour le producteur, alors que l'enchaînement dégât-dommage-perte n'est ni linéaire, ni automatique.

En effet, un dégât, dans beaucoup de contextes, ne se traduit ni par un dommage, ni *a fortiori* par une perte économique. Dans quelques cas, cependant, un dégât minime se traduira par une perte massive. Les traductions

Stratégies de lutte et cycles biologiques des bio-agresseurs

La vitesse et l'amplitude du développement des populations de bio-agresseurs dépendent à la fois de l'importance des populations initiales (x_0) à la mise en place de la culture, et de leur taux de multiplication (r) au cours de la culture. La disponibilité d'un produit efficace de traitement amène souvent à utiliser ces paramètres pour prévoir la dynamique des bio-agresseurs et à traiter lorsqu'un "seuil de nuisibilité" est atteint. Une autre approche consiste à réduire autant que faire se peut, et de manière préventive, à la fois x_0 et r .

Le contrôle des populations initiales (x_0) de bio-agresseurs est spécialement efficace pour la gestion des populations lorsqu'on a affaire à un degré de polyétisme fort (la dynamique d'une saison est très fortement dépendante de celle de la saison précédente, à cause de la population résiduelle qu'elle a générée), et lorsque la dynamique est de type monocyclique (une seule phase de multiplication des organismes en cours de saison). Une limitation de x_0 aura également un effet important, mais sensiblement moindre, lorsque la dynamique est polycyclique avec un niveau de polyétisme élevé.

Cette réduction de x_0 sera particulièrement efficace pour les maladies d'origine tellurique et les adventices ; elle pourra être obtenue par la biofumigation ou l'enfouissement des résidus de culture dans le premier cas, par les faux semis dans le second.

La réduction de la multiplication (r) de la population de bio-agresseurs sera spécialement efficace lorsque le degré de polyétisme est faible (quelle que soit la dynamique saisonnière, mono- ou polycyclique), et modérément efficace lorsque le degré de polyétisme est fort si la dynamique saisonnière est polycyclique.

Cette réduction de r peut résulter d'actions très diverses : emploi de résistances variétales partielles, limitation de l'alimentation minérale rendant le peuplement moins vulnérable aux infections, gestion de la structure du peuplement... En fait, les pratiques culturales sont virtuellement toutes, à des degrés divers, susceptibles d'affecter les dynamiques de bio-agresseurs.

Il est évidemment possible de combiner des mesures qui visent à réduire x_0 à des mesures maintenant r à de faibles valeurs.

	Polyétisme faible	Polyétisme fort
Dynamique monocyclique	actions sur x_0 : 0 à + actions sur r : +++ (Ex. : limaces)	actions sur x_0 : +++ actions sur r : + (Ex. : beaucoup d'adventices, des nématodes, pathogènes de l'appareil aérien à survie tellurique)
Dynamique polycyclique	actions sur x_0 : 0 actions sur r : +++ (Ex. : parasites obligatoires de l'appareil aérien, tels les rouilles du blé ; carpocapse du pommier)	actions sur x_0 : + actions sur r : ++ (Ex. : pucerons des céréales, oidium de la vigne, piétin-échaudage du blé, tavelure du pommier)

Typologie des dynamiques des bio-agressions (selon deux niveaux de polyétisme croisés avec deux types de dynamiques au cours d'un cycle végétatif) et modes de gestion.

Niveaux de contrôle (0 à +++) des populations obtenus par des actions sur x_0 et r , et exemples de bio-agresseurs présentant ces dynamiques.

Exemples :

- Dans le cas du piétin-échaudage du blé, la rotation avec des cultures non hôtes qui permet de faire chuter la quantité d'inoculum du sol, suffit à maintenir le risque à un niveau faible. En culture de blé sur blé, toute mesure qui permet de réduire cette quantité d'inoculum initiale (gestion de l'interculture) et/ou son efficacité (travail du sol) a des effets bénéfiques sur le niveau de maladie.

- Vis-à-vis des maladies foliaires du blé comme les rouilles, il est possible de réduire de façon très significative la multiplication et la dispersion de l'inoculum par la mise en culture d'associations variétales au sein d'une même parcelle.

- En verger de pommier, l'élimination des feuilles à l'automne (par retrait ou enfouissement) permet de réduire significativement (jusqu'à 95%) l'émission d'ascospores responsables des infections initiales de tavelure l'année suivante, et par conséquent l'incidence et la sévérité de la maladie sur feuilles et fruits.

- La confusion sexuelle permet une protection efficace des vergers de pommier vis-à-vis du carpocapse, sous réserve d'utilisation concertée entre producteurs d'une même région, mais peut nécessiter au préalable une intervention chimique permettant de réduire les populations initiales.

successives de dégâts en dommages, et de dommages en pertes, dépendent fortement des situations de production (contextes techniques, biologiques, pédo-climatiques, sociaux, économiques, culturels).

Evaluer et mettre en œuvre des méthodes de protection des cultures nécessiterait une quantification des dommages que les dégâts prévisibles seraient susceptibles de causer en l'absence de protection ainsi que, naturellement, une quantification de l'efficacité des méthodes de contrôle pour limiter les dégâts. Or on est loin de disposer de toutes les références nécessaires pour l'ensemble des cultures et des situations de production françaises.

Des connaissances existent, généralement obtenues par comparaison de situations "traitées" et "non traitées" pour évaluer les dégâts, voire les dommages, et éventuellement, par extension, les pertes économiques, et ceci pour quelques bio-agresseurs majeurs des principales cultures. Ces études sont réalisées pour des couples {1 bio-agresseur – 1 culture}, dans des conditions culturales "intensives" qui induisent des risques phytosanitaires élevés. De plus, ces expérimentations sont généralement réalisées dans un environnement où la lutte chimique est très présente, ce qui limite fortement tout contrôle biologique naturel. Ces situations où les pesticides s'avèrent effectivement nécessaires conduisent à une surestimation des bénéfices liés à leur utilisation. Ces résultats ne peuvent pas être extrapolés à des situations ou des systèmes conçus pour exprimer des dynamiques plus lentes et moins importantes de bio-agresseurs.

Des expérimentations spécifiques sont donc nécessaires pour distinguer clairement dégâts, dommages et pertes économiques, et les évaluer dans des conditions où ils ne sont pas d'emblée maximisés par les conditions de culture.

Les traitements pesticides peuvent aussi avoir pour fonction d'assurer la qualité sanitaire des aliments. L'argument, souvent cité, d'une protection contre les mycotoxines, qui contaminent effectivement les céréales françaises, n'est pas sans fondement mais est à relativiser. La maîtrise du champignon par les fongicides est très incomplète, et la limitation des facteurs de risques paraît une voie de gestion plus pertinente. Par ailleurs, les recherches montrent que la relation entre symptômes de fusariose et taux de mycotoxines est faible (certaines souches ne sont pas toxigènes, celles qui le sont ne produisent pas automatiquement de toxines...). Un autre cas souvent cité, pour justifier les traitements des semences, est celui de l'ergot du seigle (dont les toxines affectent très gravement le système nerveux humain), mais aussi du blé : les quelques attaques observées en France, au milieu des années 1960, étaient en fait liées à un mauvais contrôle des graminées adventices qui jouent un rôle important d'hôte relais dans le cycle de développement du pathogène.

► Les données concernant les pertes de récoltes que causent actuellement les bio-agresseurs des plantes, et qu'ils pourraient causer si les méthodes actuelles de protection n'étaient pas utilisées, dans différents systèmes de culture, font largement défaut. Il s'ensuit une grande difficulté à évaluer l'efficacité des pratiques actuelles de protection, et plus encore, de pratiques nouvelles.

4.2. Des stratégies de lutte insuffisamment différenciées

Les traitements préventifs ou déclenchés dès les premiers symptômes sont fréquents ; ces pratiques ne tiennent pas compte du risque réel, pour la culture en place et pour les suivantes. Des typologies de risques ou de dynamiques de développement des bio-agressions peuvent aider à raisonner le choix d'une stratégie de protection plus adaptée aux caractéristiques du risque.

. Stratégie de protection des cultures et caractérisation du risque

La notion de risque, appliquée à la protection des plantes, permet de dresser une typologie simple des bio-agresseurs selon deux critères : l'importance du dommage (limité ou élevé) et la fréquence de ce dommage (faible ou forte). Les 4 cas ainsi définis appellent des stratégies de protection différentes :

Risque de :	Epidémie chronique	Epidémie occasionnelle
Dommage limité	Stratégie de gestion visant à réduire les dommages récurrents et à accroître la viabilité du système.	Cas ne nécessitant pas de stratégie particulière si les dommages sont peu importants et peu fréquents.
Dommage massif	Contexte où la viabilité immédiate du système est en question, et où l'on doit reconsidérer la production végétale en tant que telle.	Stratégie de gestion visant à prévenir les épidémies elles-mêmes.

Caractérisation du risque associé au développement d'une population d'un bio-agresseur et stratégies de protection des cultures

. Stratégies de lutte et cycles biologiques des bio-agresseurs

Les méthodes de gestion des populations de bio-agresseurs peuvent être classées en deux grandes catégories : celles destinées à réduire les populations initiales, x_0 (en début de cycle végétatif) et celles destinées à ralentir la vitesse apparente d'accroissement d'une population, r (en cours de cycle végétatif). L'intérêt relatif de ces méthodes est fonction du cycle du bio-agresseur (mono ou polycyclique) et de son mode d'infestation, qui détermine si la population de l'année n dépend ou non beaucoup de celle de l'année $n-1$ (Encadré 10).

4.3. Des systèmes de culture qui accroissent les risques phytosanitaires

. Les facteurs de risques sanitaires

Un bio-agresseur se développera d'autant plus qu'il rencontre des conditions favorables de manière continue dans le temps et l'espace qu'il est amené à occuper au cours de son cycle.

Les bio-agresseurs sont favorisés par les nutriments fournis à la culture (cas des adventices), par des structures de peuplements denses et homogènes (cas des maladies), par la disparition de leurs ennemis naturels et concurrents (cas des arthropodes).

. En cultures pérennes

Les cultures pérennes (vigne, arboriculture fruitière), installées pour de nombreuses années, sont de plus souvent concentrées dans l'espace, dans des bassins de production où elles sont dominantes ou en quasi-monoculture. Les bio-agresseurs y rencontrent donc des conditions particulièrement stables et favorables. L'emploi répété des mêmes substances pesticides pour contrôler ces infestations favorise ensuite l'apparition et le développement de populations résistantes à ces pesticides.

. En cultures annuelles

Les évolutions technico-économiques actuelles (cf. Encadré 4, concernant le blé) tendent à accroître les facteurs de risques phytosanitaires :

- la spécialisation des systèmes de production se traduit par un raccourcissement des rotations et l'application de successions culturales enchaînant des plantes ayant le même cycle biologique (céréales d'hiver, par exemple), qui favorisent les adventices ainsi que les ravageurs et maladies telluriques ;
- la recherche d'un potentiel de rendement maximum conduit à appliquer des densités de semis élevées (qui favorisent les maladies fongiques) et une forte fertilisation (dont bénéficient aussi les adventices) ;
- la réduction des coûts de production par des économies de main d'œuvre et d'énergie conduit à un abandon du labour (qui permet l'enfouissement profond des graines d'adventices et des organes de conservation des pathogènes).

Par ailleurs, le développement des échanges commerciaux internationaux soumet les productions agricoles au risque d'introduction de nouveaux ravageurs, susceptibles de se développer d'autant plus rapidement qu'ils rencontrent les conditions favorables mentionnées ci-dessus. On peut ainsi citer l'exemple de la chrysomèle du maïs (*Diabrotica*), dont on cherche à empêcher l'extension à partir de foyers en Ile-de-France depuis 2002, et en Alsace depuis 2003.

4.4. Des méthodes de lutte dont la forte efficacité n'est souvent pas durable

L'agriculture est confrontée à la question de la durabilité des méthodes de contrôle des bio-agresseurs dont l'efficacité est potentiellement totale : pesticides dont l'efficacité serait absolue, mais aussi gènes de résistance complète aux bio-agresseurs. Ce problème s'apparente à ceux qui se posent en médecine avec la perte d'efficacité de certains antibiotiques. L'apparition de résistances aux substances actives utilisées conduit à des pertes d'efficacité, à l'augmentation des doses appliquées et, à terme, à l'abandon de substances actives pouvant générer des impasses de protection phytosanitaire dans certains cas. Les perspectives d'innovation ne permettent pas d'espérer un remplacement systématique de toutes les molécules devenues inefficaces par de nouvelles.

. La résistance des bio-agresseurs aux pesticides

L'existence de ces phénomènes de résistance a été mise en évidence dès 1928. L'emploi répété des nouvelles SA génère l'apparition et l'extension rapides des résistances et il existe des exemples récents de telles adaptations en quelques années.

Dans le domaine des fongicides, les strobilurines (inhibiteurs d'un complexe mitochondrial) semblaient promises à un bel avenir sur de nombreuses cultures. Leur utilisation a été rapidement confrontée à des problèmes de résistance sur des bio-agresseurs importants comme la septoriose du blé, le mildiou de la vigne ou la tavelure des arbres fruitiers à pépins, qui risquent de limiter rapidement l'intérêt de ces produits. Concernant les insecticides, le carpocapse du pommier constitue un bon exemple de bio-agresseur capable de développer rapidement une résistance croisée à des SA appartenant à des familles chimiques différentes. L'apparition de résistances aux herbicides est un problème connu depuis des décennies en France ; les premiers cas de résistance aux triazines remontent aux années 70. Plus récemment, à partir des années 90, sont apparues des résistances aux anti-graminées (famille des "fops", "dimes", ou des urées substituées).

En France, les résistances aux pesticides concernent aujourd'hui une majorité des bio-agresseurs clés des cultures fruitières (tavelure, acariens, diverses espèces de pucerons, psylle, mineuses des feuilles, carpocapse). Pour la vigne, il convient de citer la résistance des acariens phytophages et le fait qu'on ne dispose plus, contre le mildiou, de molécules à effets curatifs qui ne soient pas confrontées à un problème de résistance. Il en est de même en grande culture, où l'ensemble des productions est concerné par ces résistances.

. Des perspectives d'innovations limitées

Les perspectives d'innovation de l'agrochimie à moyen terme apparaissent limitées, dans un contexte en outre marqué par des coûts croissants de développement et d'homologation de nouveaux produits, peu motivant pour les

firmes. Pour les fongicides, la sortie de quelques nouvelles molécules, dont plusieurs anti-oïdium, est prévue, mais aucune nouvelle famille à large spectre d'action n'est annoncée à moyen terme. Concernant les herbicides, aucun nouveau mode d'action n'a été identifié depuis plusieurs années ; quelques nouveaux produits appartenant à des familles déjà connues sont annoncés.

La situation est différente pour les insecticides et acaricides, puisqu'un certain nombre de nouvelles SA devraient être commercialisées d'ici 2010 : des neurotoxiques, en particulier des nicotinoïdes (retardés par le questionnement à propos de l'imidaclopride) et des toxines extraites ou modifiées de micro-organismes (émamectine, par exemple). De nouveaux régulateurs de croissance d'insectes sont en cours d'homologation. De nouveaux insecticides et acaricides, ayant des modes d'action originaux, se profileraient à plus ou moins longue échéance.

Enfin, pour certains bio-agresseurs (virus, phytoplasmes, bactéries) aucun traitement pesticide n'existe ou n'est autorisé, ce qui rend nécessaire la mise en oeuvre de mesures préventives et de prophylaxie.

. L'adaptation des bio-agresseurs aux variétés résistantes

Ce phénomène d'adaptation des populations de bio-agresseurs se produit également vis-à-vis des résistances génétiques aux bio-agresseurs des variétés, notamment avec les résistances totales, qui sont d'autant plus vite contournées par le bio-agresseur que ces variétés sont utilisées de manière répétée et sur de grandes surfaces.

Parmi de nombreux exemples, on peut citer celui du colza. Dans les années 1990 ont été mises sur le marché des variétés résistantes au phoma, qui possédaient un gène de résistance spécifique (*Rlm1*). Elles ont connu un remarquable succès : entre 1996 et 1999, les surfaces cultivées avec des variétés possédant ce gène sont passées de 19 à 44% des surfaces de colza. Dans le même temps, la forte pression de sélection sur les populations pathogènes conduisait à un accroissement de la fréquence de l'allèle de virulence correspondant (*avrLm1*) et à une perte, en quelques années, de l'efficacité de ces variétés contre le phoma.

4.5. Les démarches actuelles d'économie de pesticides

Ces démarches comprennent : le raisonnement de l'utilisation des pesticides, la protection intégrée⁹ (qui combine différentes méthodes de lutte), la production intégrée¹⁰ et l'agriculture biologique (qui s'interdit l'utilisation de tout pesticide chimique de synthèse).

. Les Outils d'aide à la décision (OAD) disponibles

Depuis plusieurs années, des outils ont été développés pour aider les agriculteurs à raisonner leurs décisions de traitements. Ces outils sont élaborés et/ou diffusés par les Instituts techniques, le Service de la protection des végétaux du ministère chargé de l'agriculture (qui produit les "Avertissements agricoles"), les Chambres d'agriculture, les distributeurs de produits phytosanitaires. Ils prennent des formes diverses, mais ont généralement comme principal objectif de mieux raisonner l'utilisation des pesticides.

Ces outils sont, pour la plupart, fondés sur le couplage de modèles biologiques de prévision de l'évolution des maladies ou des populations de ravageurs en fonction des conditions climatiques, et de règles de déclenchement du traitement en fonction d'un seuil de nuisibilité.

Les modèles ne comportent généralement pas de paramètres liés aux pratiques culturales, sauf comme élément d'ajustement des sorties du modèle pour tenir compte de la diversité des situations agronomiques. Les seuils de nuisibilité ou d'intervention sont généralement déterminés dans et pour des conditions culturales "intensives". Un effort est réalisé, notamment par les Instituts techniques, pour adapter ces seuils à la diversité des situations agronomiques observées, notamment en complétant les avertissements agricoles, pertinents au niveau de la petite région, par des règles d'aide à la décision intégrant des facteurs de risque liés au mode de conduite et à l'histoire culturale de la parcelle.

Ces outils restent en majorité fondés sur la réalisation de l'optimum technique, et conduisent assez logiquement à des conduites consommatrices d'intrants. Ils ne considèrent en général que le couple {1 culture - 1 bio-agresseur} et négligent donc les interactions entre les différents bio-agresseurs. Enfin, ils prennent très rarement en compte les impacts environnementaux des traitements.

. Les démarches contractuelles individuelles

Ces démarches individuelles et applicables sur l'ensemble du territoire (Encadré 11) sont de deux types :

- des démarches globales d'exploitation, comportant un ensemble cohérent d'engagements qui définissent une forme de production : agriculture raisonnée, production intégrée et agriculture biologique (Encadré 11).
- des mesures plus ponctuelles, proposées aux agriculteurs dans le cadre des Mesures agri-environnementales (MAE) du second pilier de la PAC. Les MAE comprennent plusieurs centaines de mesures, dont certaines concernent les pesticides, directement (remplacement de traitements herbicides par du désherbage mécanique ou thermique, de

9. "Protection intégrée : Système de lutte contre les organismes nuisibles qui utilise un ensemble de méthodes satisfaisant les exigences à la fois économiques, écologiques et toxicologiques, en réservant la priorité à la mise en oeuvre délibérée des éléments naturels de limitation et en respectant les seuils de tolérance", OILB/SROP, 1973.

10. "Production intégrée : système agricole de production d'aliments et des autres produits de haute qualité qui utilise des ressources et des mécanismes de régulation naturels pour remplacer des apports dommageables à l'environnement et qui assure à long terme une agriculture viable", OILB/SROP, 1993.

Les démarches volontaires impliquant des pratiques plus économes en pesticides en France

Agriculture raisonnée

L'agriculture raisonnée (AR) correspond à une démarche globale de gestion d'exploitation qui vise à réduire les effets négatifs des pratiques agricoles sur l'environnement, sans remettre en cause la rentabilité économique des exploitations. Seize des 98 points du référentiel national de l'AR concernent la protection phytosanitaire (cf. Annexe). Cependant, les engagements pris par les agriculteurs en la matière, hormis l'enregistrement de leurs pratiques, ne vont guère au-delà du respect de la réglementation nationale et territoriale. Par exemple, l'engagement phare consiste à "n'utiliser que des produits bénéficiant d'une autorisation de mise sur le marché et autorisés pour les usages considérés, en respectant la dose homologuée".

L'AR vise l'objectif de 30% des exploitations¹¹ certifiées d'ici 2008. Fin septembre 2005, soit 18 mois après le lancement de l'opération, 1019 exploitations adhèrent. Elles sont très inégalement réparties sur le territoire et selon les productions : 36% (374) sont des exploitations viticoles de Languedoc-Roussillon.

Mesures agri-environnementales (MAE)

Le bilan à mi-parcours du Règlement de développement rural (RDR) européen a montré que la France consacre à l'axe environnemental (forêts et ICHN compris) 56% des contributions perçues au titre du FEOGA Orientation. Ceci la situe dans la moyenne européenne, mais à un niveau très inférieur à celui de certains Länder allemands, du Royaume-Uni, de l'Irlande, de la Finlande, de la Suède ou de l'Autriche. Au sein de ce programme, les MAE constituent la mesure la plus importante et le principal outil pour améliorer l'environnement.

Les MAE (hors agriculture biologique) qui concernent directement l'utilisation des pesticides (mesures 08 et 09 ; cf. Annexe) ont été contractualisées dans des proportions restreintes (moins de 5% de la SAU nationale). Près de 80% de la surface contractualisée correspond à de faibles modifications de pratiques. Les MAE laissent donc de côté les exploitations dont les pratiques sont les plus éloignées du cahier des charges et donc vraisemblablement les plus polluantes. A ce problème de sélection adverse s'ajoute le fait que la contractualisation porte sur des mesures globalement peu ambitieuses, qu'elle est insuffisamment ciblée sur les zones à enjeu. Au total, le bilan à mi-parcours du RDR admet que les effets des MAE sur la préservation de l'environnement sont probablement très limités.

Production intégrée

La part des surfaces officiellement répertoriées en production intégrée (Encadré 12) couvre 0,4% de la SAU nationale (Agra CEAS Consulting, 2002). La France compte ainsi parmi les pays européens les moins engagés dans cette forme de production, très loin derrière le Danemark (23%), l'Autriche (18%) et le Royaume-Uni (10%).

La production intégrée est essentiellement appliquée en arboriculture. En 1997, 12% des arboriculteurs français déclaraient y avoir recours. Cependant, la Production fruitière intégrée (PFI) française apparaît souvent peu exigeante : certains cahiers des charges donnent la priorité à la communication, et s'écartent souvent, au plan phytosanitaire, des préconisations de l'OILB. Les règles de la PFI de l'Italie du Nord, par exemple, sont plus proches des directives de l'OILB et les initiatives de valorisation commerciale connaissent davantage de succès que celles lancées en France.

Agriculture biologique

En 2004, l'agriculture biologique représente en France 11 000 exploitations (3% du total) et 540 000 ha (2% de la SAU). Après une forte progression ces dernières années, l'AB française stagne, et elle reste très en deçà de l'importance qu'elle a prise dans d'autres pays européens (12% de la SAU autrichienne, 8% en Italie, par exemple, en 2002). Les surfaces en bio sont majoritairement consacrées aux fourrages et pâturage ; les céréales n'occupent que 82 000 ha.

Si le marché des produits bio est limité par un différentiel de prix à la consommation qui peut être important (dû à des coûts de production mais aussi de collecte, transformation et distribution plus élevés, en raison de la faiblesse des volumes), la production l'est aussi, en France, par le fait que les aides aux exploitations (versées dans le cadre d'un CAD) sont limitées à la phase de conversion.

Les chiffres cités dans les rapports récents commandés par l'UE (Encadré 12) sur la place qu'occupent les productions intégrée et biologique dans les Etats-membres sont à prendre avec précaution (données déjà anciennes, ne prenant en compte que les surfaces bénéficiant d'une garantie officielle...). Cependant la France y apparaît bien comme un pays faiblement engagé dans ces deux formes d'agriculture. Alors que des pays comme le Danemark ou l'Autriche ont développé à la fois un secteur de production intégrée et l'agriculture biologique, il n'existe en France pratiquement pas d'intermédiaire entre une agriculture conventionnelle majoritairement intensive, et une agriculture biologique qui occupe une part très modeste de la SAU.

¹¹ En 2003, la France comptait près de 590 000 exploitations, dont 367 200 exploitations professionnelles.

la désinfection chimique des sols par des procédés physiques ; adoption d'un mode de lutte raisonnée ou d'une lutte biologique ; réalisation de zones tampons enherbées...) ou indirectement (diversification des cultures dans l'assolement, mise en place d'un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes).

Les comparaisons européennes (Encadré 12) placent la France parmi les pays qui ont peu développé à la fois la production intégrée et l'agriculture biologique (AB). Les pays où l'AB occupe une part nettement plus importante de la SAU (Autriche, Italie...) ont assuré ce développement en mobilisant dès 1992 les aides européennes des MAE, alors que la France a plutôt choisi d'affecter ces aides à des mesures plus ponctuelles, et qui portaient peu sur la réduction des pollutions d'origine agricole. Les mesures incluses dans les contrats globaux d'exploitation, CTE (Contrat territorial d'exploitation) puis CAD (Contrat d'agriculture durable), bien que très nombreuses, ne concernent que peu l'utilisation des pesticides.

Concernant les démarches globales, deux logiques sont possibles : des cahiers des charges assez peu contraignants mais accessibles à un grand nombre d'agriculteurs et des cahiers des charges plus sévères dont l'adoption sera nécessairement limitée. La première option est généralement privilégiée en France (avec un succès relatif en terme d'adhésion à ces contrats).

. Les opérations locales collectives

Il s'agit principalement des 222 bassins versants pilotes suivis par des groupes régionaux "Phytos", dans lesquels tous les agriculteurs concernés sont incités à modifier leurs pratiques phytosanitaires et à mettre en place des aménagements correctifs, en fonction des problèmes identifiés localement (dépassement des seuils de potabilité des eaux pour une molécule pesticide très utilisée...).

Le bilan 2003 de ces opérations montrait qu'à cette date le diagnostic était achevé dans 45% des bassins versants et que seulement 88 bassins en étaient au stade de l'élaboration ou de la mise en oeuvre de "plans d'action" ; il est donc trop tôt pour pouvoir évaluer l'intérêt de ces démarches.

►► Rendre les systèmes de culture moins dépendants des pesticides nécessite de modifier la structure et l'organisation spatiale et temporelle des couverts végétaux (inter- et intra-parcellaire) afin de créer les conditions les moins favorables possible aux bio-agresseurs et ainsi réduire les risques sanitaires.

Les démarches actuellement proposées, qui ne remettent pas en cause les itinéraires techniques, voire les systèmes de culture, ne s'inscrivent pas résolument dans ce sens.

►► Les solutions sont à décliner au niveau local, en fonction des objectifs environnementaux et de production recherchés. Les principes de mise en oeuvre existent, ainsi qu'un certain nombre de moyens, qu'il sera nécessaire de combiner. Les outils d'accompagnement à la mise en oeuvre de ces nouvelles façons de produire sont encore à construire ou tout le moins à paramétrer.

5. Un niveau d'utilisation des pesticides conforme à la rationalité économique

La très grande majorité des travaux consultés s'appuie sur une formalisation mathématique du comportement des agents concernés, c'est-à-dire s'inscrit dans le cadre de la micro-économie (néo)classique. Ces études mettent en évidence des mécanismes particuliers de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et, généralement, en tirent des propositions quant à la mise en oeuvre de mécanismes de régulation pour l'utilisation des pesticides. Le peu d'études publiées n'évaluent l'importance de ces mécanismes que dans des cas précis : une culture particulière dans une région ou un pays donné, généralement les Etats-Unis. Aussi, si les déterminants économiques de l'utilisation des pesticides sont bien connus, la quantification des effets de ces déterminants est très fragmentaire. Ceci est dû à la fois à l'absence des données nécessaires à cette quantification, et au fait que la réalisation de ces études ne présente pas toujours d'intérêt scientifique. Cette quantification est généralement liée à des demandes des pouvoirs publics.

5.1. La rationalité économique de l'utilisation de pesticides

D'un point de vue économique, le niveau actuel d'utilisation des pesticides en France tient à leur efficacité technique (notamment dans les systèmes de production spécialisés et à hauts objectifs de rendement) et à leur rentabilité relative (au sens large) vis-à-vis des alternatives à cette lutte chimique.

. Elasticités-prix et dépendance de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides

La dépendance technique des systèmes de production conventionnels vis-à-vis de l'utilisation des pesticides se traduit au plan économique, par une faible élasticité de la demande de pesticides par rapport à leur prix.

S'il est généralement admis que le faible coût des pesticides favorise leur utilisation, il est souvent plus difficile de faire admettre qu'un coût élevé de ces produits tend à favoriser une diminution de leur utilisation, en raison de cette faible élasticité-prix.

Les productions intégrée et biologique en Europe

Contrairement aux Etats-Unis, l'UE ou la France n'ont pas mis en œuvre des études ou des enquêtes visant à dresser un état des lieux quant à l'utilisation des techniques de protection intégrée contre les ennemis des cultures ou plus généralement quant à l'utilisation des techniques de la production agricole intégrée.

En 1986, l'Union Européenne a lancé le programme Competitiveness of Agriculture and Management of Agricultural Resources (CAMAR), qui portait sur un réseau d'essais menés dans dix pays d'Europe, et fut relayé par le programme Agro-industrial research (AIR). Ces programmes ne semblent guère avoir essaimé si l'on en juge par les bilans récents effectués à la demande de la Commission Européenne (Agra CEAS Consulting, 2002). Cette pratique serait utilisée sur moins de 3% de la surface agricole utile européenne.

En Europe, les principes de la protection phytosanitaire intégrée ne sont véritablement appliqués qu'à quelques cultures de haute rentabilité : arboriculture fruitière, cultures protégées sous serre et viticulture. Dans la majorité des autres cas, on en est encore au stade d'une lutte chimique raisonnée.

	Surfaces en production intégrée (1000 ha)	Surfaces en production biologique (1000 ha)	Surface agricole utile totale (SAUT) (1000 ha)	% de la SAUT en production intégrée	% de la SAUT en production biologique
Allemagne	225	546	17 327	1,3	3,0
Autriche	608	272	3 423	17,8	7,9
Belgique	7	21	1 382	0,5	1,5
Danemark	637	158	2 764	23,0	5,7
Espagne	39	381	29 377	0,1	1,3
Finlande	14	147	2 150	0,7	6,8
France	133	370	30 169	0,4	1,2
Grande-Bretagne	1 554	579	15 858	9,8	3,7
Grèce	0,3	27	3 465	< 0,1	0,7
Irlande	19	27	4 434	0,4	0,6
Italie	159	1 040	15 256	1,0	6,8
Luxembourg	nd	1	127	nd	0,8
Pays-Bas	30	32	1 848	1,6	1,7
Portugal	58	48	3 942	1,5	1,2
Suède	157	174	3 109	5,1	5,6
EU-15	3 641	3 823	134 631	2,7	2,8

Sources : Agra CEAS Consulting (2002), IPTS (2004)

Surfaces agricoles en production intégrée (1995/1998) et en production biologique (2000)

La part des surfaces répertoriées en production intégrée est en général faible, sauf pour quelques Etats, comme l'Autriche et le Danemark, et à un degré moindre pour la Grande-Bretagne ou la Suède. Il est à noter que les Etats-membres dont la part des surfaces en production intégrée est élevée sont également ceux dont la part des surfaces en agriculture biologique est la plus importante. Seules la Finlande et l'Italie ont d'importantes surfaces en agriculture biologique sans avoir d'importantes surfaces en production intégrée.

Il convient cependant d'être prudent dans l'analyse de ces chiffres. En effet, le terme de production intégrée ne répondant pas une norme commune dans l'UE, il regroupe des systèmes qui, dans les faits, peuvent ne pas être équivalents. De même, ne sont répertoriées en tant qu'utilisatrices de ces techniques de la production intégrée que les exploitations qui entrent dans le cadre d'un dispositif officiel (tel que celui des MAE co-financées par l'UE) ou dans le cadre de productions labellisées en tant que telles. Ces chiffres peuvent donc sous-estimer l'utilisation réelle de ces pratiques. Enfin, bien qu'elles figurent dans des rapports récents (2002 et 2004), ces données sont anciennes, et les situations peuvent avoir sensiblement évolué depuis.

Ainsi, si le prix des pesticides devait subitement s'accroître de manière sensible, les agriculteurs décideraient vraisemblablement, dans un premier temps, de peu modifier leur utilisation de pesticides (et ils subiraient entièrement les effets de la hausse de prix). Mais à moyen terme, ils disposent de diverses options pour s'adapter à cette hausse de prix : diminuer les surfaces des cultures les plus consommatrices de pesticides ; viser des rendements-objectifs moins élevés, nécessitant une moindre protection phytosanitaire ; adopter les pratiques économes en pesticides disponibles. A long terme, ils peuvent modifier plus fortement leurs choix de productions et leurs systèmes de culture. Leur utilisation de pesticides tend ainsi à décroître sous l'effet de la hausse des prix. L'élasticité-prix de l'utilisation de pesticides est donc faible à court terme, significative à moyen terme, et importante à long terme.

► La dépendance de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est plus importante à court terme qu'à long terme. Et elle est d'autant plus faible que l'agriculteur dispose de méthodes alternatives de protection des cultures.

. "Sur-utilisation" des pesticides et faible recours aux pratiques économes en pesticides

Un écart est souvent constaté entre l'utilisation de pesticides préconisée par un expert en protection des cultures et celle observée chez les agriculteurs, qui recourent fréquemment à des traitements systématiques. Une telle "sur-utilisation" (supérieure à "l'optimal"), qui représenterait donc un "gaspillage", n'est pas conforme au postulat de rationalité des agents. Les économistes ont donc cherché à en rendre compte, et à comprendre les raisons de la faible utilisation des pratiques plus économes en pesticides constatée dans les pays qui ont tenté de promouvoir ces pratiques.

Ces recherches ont mis en évidence le rôle de certaines caractéristiques des pratiques économes en pesticides :

- elles génèrent des coûts indirects : temps de travail accru, achat de services spécifiques (analyses, conseil...);
- elles exigent plus de connaissances (formation et expérience, regroupées sous le terme de capital humain) que les pratiques culturelles conventionnelles, qui s'appuient généralement sur des routines bien établies,
- elles sont (ou du moins sont considérées comme) plus risquées.

Ces facteurs explicatifs ont été formalisés, et introduits dans les modèles micro-économiques. Ainsi l'information nécessaire pour raisonner les traitements est-elle considérée comme un intrant à part entière, dont le coût est évalué (achat de données ou de conseil, coût du temps de travail consacré à l'observation des parcelles...).

La question du risque est prise en compte *via* la définition d'une "aversion au risque", qui conduit l'agriculteur à ne pas choisir de maximiser son espérance de revenu, mais à s'assurer contre un risque de chute de son revenu, ou de sa production, en dessous d'un seuil critique. Ce comportement peut relever de préférences individuelles, mais il est souvent lié à des contraintes particulières (remboursement d'emprunts, nécessité d'assurer l'alimentation du troupeau...). Les agriculteurs "averses face au risque" ont ainsi tendance, pour s'assurer contre le risque, à utiliser les pesticides au-delà du niveau qui permettrait d'obtenir la marge moyenne maximale. Ils sont d'autant plus enclins à ce surcroît d'utilisation que le prix du produit à protéger est élevé (maraîchage, arboriculture, viticulture...).

► Le raffinement des modèles micro-économiques permet de mieux rendre compte des facteurs déterminant les décisions d'utilisation des pesticides, parmi lesquels le bas prix relatif des pesticides reste prépondérant.

. Les motivations non économiques

Il a été montré que certains agriculteurs adoptent des techniques plus respectueuses de l'environnement bien qu'elles soient moins rentables. Ces choix particuliers sont à rapprocher de ceux des consommateurs qui achètent des produits "écologiques", plus onéreux que les produits standards. Cependant, les agriculteurs prêts à "sacrifier" ainsi une partie de leur revenu pour adopter des pratiques conformes à leurs valeurs ou à leur sensibilité, sont peu nombreux. Il est évident que si la sensibilité des agriculteurs vis-à-vis des problèmes de pollution est avérée, elle n'est pas suffisante pour que les problèmes de pollutions d'origine agricole trouvent une solution spontanée. Cette remarque s'applique d'ailleurs également aux consommateurs.

5.2. Les coûts et risques liés aux pratiques économes en pesticides

. Les coûts, directs et indirects, des pratiques économes en pesticides

Ces coûts correspondent notamment :

- à l'achat de données ou de conseil élaboré, de matériel spécifique (matériel de piégeage...), de services d'analyses (de feuilles ou de sol...);
- au temps consacré à la formation, à l'acquisition d'informations génériques, à l'observation des parcelles et au traitement de ces données, mais aussi aux interventions techniques (un désherbage mécanique prend plus de temps qu'une pulvérisation d'herbicide). Or le coût d'opportunité du travail peut être élevé, notamment dans des exploitations comportant de l'élevage ou de la pluri-activité.

. La question des risques et de l'incertitude

Les pratiques économes en pesticides peuvent générer des risques "objectifs", comme ceux liés par exemple aux erreurs de diagnostic. L'accroissement des risques productifs, qui serait lié à une augmentation de la variabilité des rendements est en revanche controversé (cf. Encadré 13). L'effet paraît dépendre des situations : type de cultures, adoption de systèmes de culture qui réduisent les risques phytosanitaires...

La difficile évaluation des effets économiques de l'adoption de la protection intégrée

Cette évaluation s'avère difficile pour plusieurs raisons :

- l'IPM recouvre en fait une gamme large de pratiques, du simple "raisonnement" des quantités de pesticides à une intégration de méthodes de contrôle biologique, physique, culturale, génétique ou chimique des bio-agresseurs, et il est souvent difficile de discerner le degré d'engagement dans ces différentes options et donc de savoir ce qui fait réellement l'objet de l'évaluation ;
- l'évaluation repose en général sur la comparaison de l'IPM à l'agriculture conventionnelle, comparaison qui nécessiterait de bien isoler tous les facteurs d'hétérogénéité (climat, type de cultures...) ;
- la comparaison se limite le plus souvent à la mesure des différences d'utilisation des pesticides, de rendement et de marge brute entre les deux types d'agriculture, pour une récolte donnée ; elle ne prend pas en compte les effets de long terme, ni les effets externes générés pour le reste de la société (externalités dont la valorisation est difficile, voire controversée).

Deux synthèses ont été publiées concernant les pratiques économes en pesticides : une synthèse des travaux empiriques nord-américains, qui portent sur la protection intégrée, et une synthèse d'études européennes, qui s'appuient essentiellement sur des résultats expérimentaux et concernent les techniques de production intégrée.

. Impacts sur la rentabilité des cultures

La synthèse des études nord-américaines montre que, dans la majorité des cas, les techniques d'IPM ont permis d'accroître les profits, du fait d'une augmentation des rendements et/ou d'une baisse de consommation de pesticides. Mais dans certains cas (notamment lorsque les pratiques adoptées se limitent au recours aux observations et comptages dans les parcelles), les gains résultent d'un accroissement de la quantité de pesticides utilisés.

La synthèse des expérimentations européennes montre que la réduction d'intrants conduit, en général, à des coûts de production inférieurs à ceux du système conventionnel, mais aussi à des rendements plus faibles. Toutefois, il apparaît possible d'obtenir une marge au moins équivalente à celle de l'agriculture conventionnelle, l'économie d'intrants compensant les pertes de recettes.

La baisse des rendements constatée tient principalement à l'utilisation de variétés plus rustiques (cf. Encadré 17). Mais elle peut aussi s'expliquer dans certains cas par des coûts d'apprentissage (pour la maîtrise des nouvelles techniques) et des effets agro-écologiques transitoires, qui sont rarement évoqués dans les travaux.

Cependant, ces comparaisons de rentabilité entre IPM et agriculture conventionnelle ne portent que sur des marges brutes ou nettes par unité de surface, et n'intègrent pas certains coûts, notamment ceux tenant au travail (difficiles à identifier et quantifier).

. Effets sur les risques productifs

Les expérimentations européennes, en nombre limité mais suivies sur plusieurs années, permettent d'étudier la variabilité inter-annuelle des résultats économiques : dans une majorité des cas, la marge subit une variation d'amplitude plus importante avec l'IPM, qui contribuerait donc à accroître le risque. Ces résultats, obtenus au niveau de l'exploitation, masquent en fait des différences entre cultures : ainsi en blé tendre, les itinéraires techniques intégrés (cf. Encadré 17) permettent d'obtenir des marges brutes au moins équivalentes à celles des itinéraires conventionnels, sans que leur variabilité soit accrue.

D'autres publications mettent en doute le fait que l'adoption de l'IPM induise un accroissement des risques productifs. Différentes études soulignent que l'IPM, notamment lorsqu'elle comprend le contrôle de la pression parasitaire par des mesures prophylactiques, réduit les risques économiques pour les agriculteurs, en diminuant à la fois la variabilité des rendements et les coûts de production.

Un bémol est toutefois apporté concernant le contrôle des adventices : l'IPM semble augmenter les risques, probablement du fait d'un moindre recours possible à des observations au champ (difficulté de connaître le stock de semences dans le sol) pour évaluer suffisamment tôt des potentiels d'infestation. Concernant l'adoption de nouvelles rotations culturales ou de techniques de conservation du sol, les résultats sont fortement contradictoires : les effets sur les risques économiques dépendent des types d'alternatives, des conditions locales et des méthodes d'estimation des risques (variabilité des rendements, prise en compte du risque prix...).

La dimension subjective du risque doit également être prise en compte : il s'agit des risques perçus par l'agriculteur, qui peut notamment surestimer les risques phytosanitaires et donc ceux liés à une utilisation moindre de pesticides. Il est difficile, dans la pratique, de séparer ce qui relève d'une éventuelle aversion au risque (préférence individuelle non modifiable) et d'une appréciation trop pessimiste ou trop incertaine des bénéfices possibles de la nouvelle technique (qu'une information adéquate peut corriger).

. Les coûts spécifiques de la phase d'adoption

Dans le cas de pratiques complexes et devant être adaptées localement, au coût de l'investissement initial (formation, achat de matériel spécifique...) s'ajoutent des coûts d'expérimentation et d'adaptation de la nouvelle pratique aux conditions particulières de l'exploitation.

Ces "coûts d'apprentissage", qui correspondent à la réduction de bénéfices au cours de la phase transitoire d'essai et d'adaptation de la nouvelle technique et peuvent être appréciés par l'écart de profit entre un agriculteur qui vient d'adopter la technique et un agriculteur déjà expérimenté, sont en fait rarement évalués.

Ces coûts et risques concourent à restreindre le champ des exploitations susceptibles d'adopter tôt des pratiques innovantes économes en pesticides. Ne seront prêts à le faire que les agriculteurs les plus jeunes (pour lesquels la nouvelle pratique pourra générer d'importants bénéfices cumulés), les mieux formés (pour qui l'investissement initial en formation et les coûts d'apprentissage sont les plus faibles), qui possèdent de grandes exploitations (et peuvent donc consacrer des surfaces à des essais sans prendre trop de risques), dont l'exploitation est en bonne santé financière (ce qui permet une certaine prise de risque), peu averses au risque et/ou qui ont un goût prononcé pour les nouvelles techniques.

5.3. Les moyens susceptibles de favoriser l'utilisation des techniques économes en pesticides

Cette identification de freins à l'adoption de pratiques plus économes en pesticides a conduit les pays engagés dans une politique de réduction de la consommation de ces intrants à mettre en place diverses actions.

. Développement de services de dépistage des infestations

L'existence de services de dépistage payants permet à l'agriculteur qui ne dispose pas du temps et/ou de la formation nécessaires pour le faire lui-même, de déléguer la surveillance de ses cultures. Un secteur privé du conseil en protection phytosanitaire, assurant notamment le dépistage des infestations, existe déjà aux Etats-Unis, au Canada, en Grande-Bretagne.

Les effets du dépistage ont été particulièrement étudiés aux Etats-Unis, qui ont mis en place à partir des années 1970-1980 des programmes visant à développer cette pratique, et possèdent des services privés de surveillance sanitaire des cultures. Le dépistage n'aboutit cependant pas toujours à une réduction d'utilisation des pesticides. Dans ce contexte d'une agriculture plus extensive qu'en Europe, dans laquelle la protection chimique préventive est peu rentable, le dépistage des infestations conduit en effet à traiter davantage (en étant sûr que c'est à bon escient), et à intervenir contre des ravageurs qui passaient inaperçus auparavant.

. Mise en place d'un système d'assurance

La prise en compte de l'attitude des agriculteurs face au risque a conduit à penser que l'assurance des récoltes pouvait être un instrument intéressant pour réduire les utilisations de pesticides. Les Etats-Unis ont ainsi mis en place un système d'assurance-récolte. Ce système pose deux types de problèmes :

- il est très largement déficitaire : les remboursements de dommages versés aux agriculteurs dépassent les primes d'assurance payées. La difficulté de définir un système d'assurance-récolte non déficitaire tient notamment à l'"aléa moral" (les agriculteurs assurés ont peu d'incitations à mettre en oeuvre les moyens qu'ils utilisent habituellement pour préserver leurs récoltes) et à la "sélection adverse" (s'assurent en priorité ceux qui ont les risques les plus forts). Le système mis en place aux Etats-Unis s'apparente en fait plus à un système de subvention qu'à un réel système d'assurance : certaines années les primes ne représentent qu'un tiers des remboursements.

- si l'assurance-récolte réduit l'utilisation des pesticides dans le cas simple d'une seule culture avec pour seul intrant les pesticides, ce résultat est loin d'être acquis dans le cas multi-cultures et multi-intrants. Dans certains états américains, l'assurance-récolte a accru l'utilisation de pesticides, parce qu'elle a augmenté la sole de cultures consommatrices de pesticides. Dans tous les cas, il est important de rappeler que l'assurance financière des récoltes ne permet, en théorie, que d'éliminer la part des pesticides utilisés pour contrôler la variabilité des rendements (le reste est rentable en "moyenne").

De fait, les systèmes d'assurance-récolte sont de moins en moins considérés comme des instruments utiles pour la réduction des utilisations de pesticides, tout au moins aux Etats-Unis. Ils demeurent tout de même préconisés en tant qu'instruments de stabilisation du revenu d'exploitation, qui constitue leur objectif premier.

. Formation et information générale sur les nouvelles techniques

Pour nombre d'agriculteurs, l'adoption de ces techniques requiert un investissement préalable en terme de formation. Les études américaines sur cette question et le fait que les pays "en avance" dans le domaine de la régulation des pesticides aient tous mis en place des politiques de formation (et de conseil) tendent à confirmer ce point.

Par ailleurs, il est indispensable de fournir une information préalable sur les bénéfices attendus de la nouvelle technique, qui permet une rectification éventuelle des (sur)estimations des risques, et une réduction de l'incertitude autour des effets à attendre de la technique.

►► Le rapport entre les prix des pesticides et ceux des produits agricoles ou des facteurs de production (main d'œuvre, carburant...) semble encore favoriser les pratiques culturales conventionnelles, et donc le recours aux pesticides (Encadré 14).

Les changements de pratiques qui permettent de diminuer la "dépendance technique" de la production agricole vis-à-vis des pesticides reposent sur l'utilisation d'intrants particuliers, notamment des connaissances et de l'information en général. L'adoption d'une pratique économe en pesticides constitue un investissement incertain et relativement conséquent, non pas en capital matériel, mais en capital humain et en temps de travail.

Négliger, dans le calcul des rentabilités comparées de la protection phytosanitaire raisonnée et de la protection phytosanitaire systématique, le coût du temps que l'agriculteur passe à surveiller ses cultures, le coût de sa formation au dépistage ou encore le coût de ses éventuelles erreurs de diagnostic conduit à surestimer artificiellement la rentabilité de la protection phytosanitaire raisonnée.

Encadré 14

Les dépenses en pesticides

Les dépenses en pesticides à l'hectare sont 6 fois plus importantes pour l'OTEX maraîchage que pour celles de grandes cultures. Mais leur poids dans l'ensemble des charges opérationnelles et dans le produit brut d'exploitation y est inversement proportionnel. En effet, en maraîchage, mais aussi en production de fruits, les frais de main d'œuvre pèsent davantage dans les charges que l'achat des produits phytosanitaires. Au total, les dépenses en pesticides n'y représentent qu'une faible part du produit brut d'exploitation.

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céréales et oléo-protéagineux	Ensemble des grandes cultures	Maraîchage	Vin de qualité	Autre viticulture	Fruits et autres cultures permanentes
Dépenses de pesticides (€/ha de SAU)	121	131	685	398	287	410
Part des dépenses de pesticides dans les charges opérationnelles ⁽¹⁾	25,2%	22,4%	5,8%	11,6%	24,5%	12,4%
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation	10,2%	9,4%	2,7%	3,8%	9,2%	6,0%

(1) charges d'approvisionnement (engrais, semences, pesticides...) + charges de personnel + travaux par tiers + entretien et réparation de matériel

Importance des dépenses de produits phytosanitaires des exploitations françaises en 2002, pour diverses orientations technico-économiques (Source : RICA)

6. Une politique de régulation difficile à fonder et à mettre en oeuvre

6.1. Une analyse coûts-bénéfices de l'utilisation des pesticides irréalisable

Théoriquement, toute politique publique de régulation des pollutions devrait être fondée sur une analyse coûts-bénéfices générale c'est-à-dire, en l'occurrence, sur l'évaluation économique de tous les coûts (pour les agriculteurs et la société) et tous les bénéfices (pour les agriculteurs, les autres acteurs économiques du secteur agro-alimentaire, les consommateurs...) de l'utilisation des pesticides.

Il existe d'ailleurs une forte demande des pouvoirs publics pour de telles analyses, qui a généré le développement d'outils d'économie pour donner une mesure monétaire à tous les éléments concernés.

. L'impossible évaluation économique des "effets externes"

Les aspects marchands sont les moins difficiles à comptabiliser *a priori* : coûts éventuels de soins dispensés à des personnes victimes d'intoxications, coûts des traitements de potabilisation des eaux contaminées par les pesticides, de remise en état de milieux écologiques... Certains postes posent déjà des difficultés : les achats d'eau en bouteille ou de produits issus de l'agriculture biologique ne sont pas imputables au seul problème des pesticides...

La question est encore plus délicate pour tous les aspects non marchands (valeur patrimoniale des milieux ou de la biodiversité...), que les économistes tentent de cerner par des approches spécifiques. Ces approches visent à estimer le "consentement à payer" des individus pour une amélioration ou une absence de dégradation de la qualité de l'environnement, à travers l'observation de comportements d'usage de l'environnement (pêche récréative...) ou par des techniques de questionnement direct à partir de scénarios contingents.

Par ailleurs, comme on l'a vu plus haut (cf. 4.1.), même les bénéfices de l'utilisation des pesticides pour la production agricoles sont difficiles à évaluer en l'absence de références sur les performances possibles de systèmes qui seraient conçus pour réduire les risques phytosanitaires.

Etant donné la complexité du problème, l'incertitude entourant certains effets des pesticides et le caractère éthique (effets sur la santé humaine, responsabilité vis-à-vis des générations futures...) de certains des impacts, une analyse coût/bénéfice de l'utilisation des pesticides n'est pas concrètement réalisable.

6.2. Un système "verrouillé" ?

L'hypothèse d'un verrouillage (*lock in*) du système a été posée par certains économistes. Dans son acception économique stricte, le terme désigne une impossibilité de changer de système alors que le système alternatif est avéré plus rentable, condition qui n'est pas nécessairement vérifiée ici. On peut néanmoins conserver le terme pour rendre compte de la conjonction de facteurs qui rendent très difficile la sortie du système actuel

L'élément déterminant reste la rentabilité des pesticides (cf. 5.1.) : dans le contexte économique actuel, la rationalité économique induit le recours aux pesticides.

La dépendance vis-à-vis des pesticides peut aussi être accrue par des facteurs externes au secteur de la production agricole :

- les exigences des consommateurs et/ou du secteur de la distribution en matière d'aspect et de conservation des légumes ou fruits frais par exemple tendent à induire l'utilisation de pesticides.
- la prépondérance d'un secteur de conseil en protection des cultures dépendant de la vente des pesticides tend à favoriser l'emploi de pesticides.
- le fait que la distribution des semences, des pesticides et des engrais, et la collecte des récoltes sont souvent assurées par les mêmes entreprises renforce le point précédent. La réticence de ces entreprises à distribuer des variétés rustiques ou résistantes à certains bio-agresseurs est souvent évoquée comme un frein à la diffusion des pratiques économes en pesticides.

Quelques études récentes analysent le rôle de l'association conseil phytosanitaire/vente de pesticides sur l'utilisation de ces intrants : elles confirment l'effet d'accroissement de l'utilisation. Des études plus nombreuses cherchent à évaluer le consentement à payer des consommateurs pour des produits garantis sans résidus de pesticides. Toutefois ces rôles, potentiellement importants, de l'agro-fourniture, des transformateurs des produits agricoles et des consommateurs sur l'utilisation des pesticides restent encore peu étudiés dans la littérature économique.

Des facteurs socio-culturels peuvent également expliquer des difficultés pour l'adoption de systèmes de production alternatifs : difficulté à accepter une certaine re-définition du métier d'agriculteur (jardinier de la nature) et donc d'accepter une nouvelle identité professionnelle reposant sur l'acquisition de nouvelles compétences ; fidélité aux valeurs individuelles et à une conception libérale du métier d'agriculteur qui entraîne un rejet des tentatives d'organisation, contrôle, régulation de leur activité par des tiers ; culture du "champ propre" (sans adventices ni maladies) et du rendement en tant que vitrine sociale et gage de sérieux et de compétences ; isolement, qui est un frein à la conversion à des pratiques où la mutualisation de l'information, voire de la prise de risque, est un facteur important ; rejet de l'idéologie qui accompagne parfois la promotion des nouvelles pratiques ou nouveaux systèmes (idées "écologiques", "environnementalistes", considérées comme illégitimes dans l'univers socio-technique de l'agriculteur).

►► On ne peut attendre que la sortie de ce système se fasse sur la base d'une analyse coûts-bénéfices globale, dont on a vu qu'elle était irréalisable. Seuls des choix politiques, fondés sur une forte valorisation des effets avérés des pesticides sur la dégradation de l'environnement et/ou sur l'invocation du principe de précaution à propos des effets de long terme de ces produits, sont à même de modifier la situation actuelle.

En outre, cette volonté politique doit se traduire non seulement par une intervention au niveau du secteur agricole (utilisateur des pesticides) mais également par une intervention sur les points de "verrouillage" que constituent une demande de l'aval de produits "zéro-défaut", un conseil dispensé par les structures qui vendent les pesticides...

Actions techniques possibles

Ces actions techniques visent une limitation de la dispersion des pesticides dans l'environnement et une réduction de l'utilisation des pesticides. On considère classiquement que ce second objectif peut être poursuivi : en "raisonnant" l'application de ces produits, et/ou en appliquant une combinaison de méthodes de lutte à effets partiels, qualifiées d'"alternatives", en complément ou en remplacement des méthodes chimiques habituelles (protection intégrée).¹²

7. Réduire la dispersion des pesticides dans l'environnement

Nombre des actions mentionnées ici sont communément proposées, en particulier pour réduire la contamination des eaux. Néanmoins, la question de la garantie de leur efficacité reste posée.

Le transfert des pesticides est le résultat d'une très forte interaction entre les propriétés des molécules, les caractéristiques du milieu, les conditions climatiques et les pratiques agricoles. Si les processus en jeu sont assez bien connus, leur quantification reste en revanche très imprécise, en dehors de quelques situations expérimentales lourdement instrumentées. Les modèles de transfert disponibles permettent de tester des scénarios de changement de pratiques ou d'introduction de mesures de gestion correctives. Ils peuvent être utiles pour l'aide à la décision et pour la comparaison de l'efficacité des mesures de gestion. Mais la validation des prédictions est un point difficile nécessitant un investissement expérimental considérable en particulier à l'échelle du bassin versant. Par conséquent, il ne paraît pas simple de valider l'efficacité des mesures élémentaires proposées, et *a fortiori*, celle de combinaisons de mesures.

7.1. Adapter les usages de produits phytosanitaires aux conditions de milieu

L'Autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits phytopharmaceutiques étant émise au niveau national, l'évaluation des risques sur lesquels elle repose doit garantir un niveau de risque acceptable à l'échelle nationale, c'est-à-dire dans (presque) toutes les conditions de milieu. Or cette évaluation des risques est effectuée sur un scénario standard d'utilisation du produit, qui ne prend donc pas en compte les divers types de milieux associés à des risques spécifiques. Cette méthode peut induire soit une sous-estimation des risques pour certains milieux, soit une décision (justifiée dans des zones à risque) de ne pas autoriser un produit à l'échelle nationale qui peut créer un "vide phytopharmaceutique" pouvant conduire, dans les zones à risque moindre, à l'emploi de produits plus défavorables.

► La prise en compte des conditions de milieu dans l'évaluation des risques réalisée en amont des AMM présenterait l'intérêt de répondre plus spécifiquement aux impératifs de protection des milieux en offrant davantage de flexibilité dans la réponse aux besoins de protection des plantes.

7.2. Réduire les pertes à l'application

La réduction des pertes lors de l'application, ou juste après, passe par une amélioration des propriétés des préparations commerciales phytosanitaires et de leurs conditions d'application.

. Améliorer les propriétés des préparations des substances actives

Les formulations des substances actives et l'ajout éventuel d'adjuvants lors de la préparation de la bouillie, qui visent à améliorer l'efficacité du produit, peuvent avoir des effets négatifs ou contradictoires sur les risques de pertes. Par exemple, augmenter l'adhésion et la mouillabilité des produits de traitement foliaire permet de diminuer le lessivage des feuilles mais peut favoriser la volatilisation.

Il est possible d'adapter les formulants ou adjuvants pour améliorer les propriétés des préparations : optimiser la taille et la densité des gouttes pour limiter les pertes par volatilisation des gouttelettes, augmenter le taux de pénétration foliaire, accroître la résistance à l'abrasion des granulés et des enrobages de semences...

. Améliorer les techniques d'épandage

Les évolutions technologiques des appareils peuvent conduire à des sauts qualitatifs importants. Ainsi le simple remplacement des buses traditionnelles par des buses à injection d'air permet de réduire considérablement la quantité des gouttes les plus fines (les plus susceptibles d'être dispersées par le vent) et donc la dérive. L'optimisation des procédés reste cependant délicate.

12. Le rapport d'expertise comprend un chapitre qui récapitule les options techniques et les moyens à mettre en oeuvre pour atteindre 3 "niveaux d'objectifs" (voir Encadré 23) : Niveau "T" (comme transfert) : limiter les transferts de pesticides ; Niveau "R" (comme raisonnement) : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation ; Niveau "S" (comme systèmes) : réduire la consommation de pesticides par des systèmes de culture diminuant les risques phytosanitaires. Les sections 7, 8 et 9 correspondent respectivement aux volets techniques de ces niveaux T, R et S.

Concernant les matériels en service, les contrôles techniques des appareils ne constituent que des préalables, nécessaires mais loin d'être suffisants. En effet, malgré la plus grande difficulté de mise en œuvre, c'est l'optimisation des réglages qui se traduira par la plus grande économie de produit.

. Respecter les conditions d'application limitant les pertes

Sont à proscrire, les traitements par vent trop fort, par hygrométrie trop faible, par température trop basse ou trop élevée selon le type de pesticide, ou lorsqu'un épisode pluvieux est prévu. Pour des composés présentant une volatilisation forte juste après l'application, on pourrait aussi envisager, dès que les mécanismes en jeu processus seront entièrement appréhendés, des préconisations concernant la meilleure plage horaire dans la journée pour l'application afin de limiter l'intensité de ces pertes.

Les préconisations d'incorporation du produit au sol, efficace pour limiter la volatilisation de certains composés, doivent être suivies.

Les périodes d'épandage devraient également tenir compte du type et de l'état des sols. En effet, un certain nombre de substances mobiles peuvent être transférées rapidement : par ruissellement, en hiver, sur des sols hydromorphes saturés ; par écoulement préférentiel sur sols argileux secs et fissurés.

► Il est possible de limiter les pertes par la combinaison d'améliorations techniques complémentaires, portant sur les propriétés des préparations commerciales, ainsi que sur les techniques et conditions d'épandage. On peut par exemple réduire la dérive en agissant sur les formulations ou les adjuvants ajoutés lors de la préparation de la bouillie, le type de buses, le réglage du pulvérisateur, les conditions météorologiques.

► Ces améliorations qui accroissent la proportion de produit qui atteint sa cible et s'y maintient, permettent donc de réduire les doses appliquées.

Des expérimentations menées en grande culture comme en viticulture ont montré qu'avec une optimisation des réglages et un respect des conditions d'application, on pourrait diminuer la dose homologuée de 15%, voire 30%, sans perte d'efficacité.

7.3. Réduire les transferts dans et hors de la parcelle

Le transfert de pesticides par ruissellement étant généralement plus important que celui occasionné lors de la lixiviation dans le sol, il est le plus souvent opportun de favoriser l'infiltration – à moins que le diagnostic local ne conduise à privilégier la protection d'une éventuelle nappe (ou d'un réseau de drainage) par rapport à celle des eaux de surface.

La matière organique jouant un rôle essentiel dans la rétention de nombreuses substances actives et dans l'activité microbienne de dégradation, les pratiques accroissant le niveau humique des sols sont à favoriser.

Ces principes conduisent à considérer comme favorables à la réduction des transferts :

- le maintien d'un couvert végétal : implantation d'une interculture ; enherbement de l'inter-rang en culture pérenne, voire en culture annuelle (maïs), si la concurrence avec la culture n'est pas rédhibitoire ;
- le maintien des résidus de cultures sur le sol en cas de non-labour ;
- les apports d'amendements organiques...

7.4. Intercepter les flux polluants

Il est possible de réduire les transferts vers les eaux par des aménagements qui visent à favoriser l'infiltration des ruissellements chargés en pesticides. Les dispositifs les plus connus sont les zones tampons constituées de bandes enherbées (ou boisées).

. Les zones tampons enherbées (ZTE)

Leur efficacité s'avère très variable (de très faible à près de 100% d'interception des pesticides). L'efficacité d'une ZTE tenant essentiellement à sa capacité d'infiltration, elle est très réduite si la ZTE est saturée (cas fréquent des zones hydromorphes en hiver), ou si elle intercepte un écoulement concentré. La ZTE peut même avoir un effet négatif si elle favorise l'infiltration vers une nappe sensible.

L'efficacité d'une ZTE dépend de sa localisation dans le bassin versant, des conditions locales de milieu (sol, sous-sol...) et de son entretien ; seuls un diagnostic local précis du fonctionnement du système et la mise en œuvre éventuelle d'aménagements de dispersion du ruissellement peuvent garantir son efficacité.

. Autres aménagements

- Bandes boisées, haies. Leur intérêt relève de la même logique de rétention et infiltration que pour les ZTE ; s'y ajoutent un effet de barrière lorsque la haie est associée à un talus, et un effet sur la dispersion atmosphérique.

- Fossés. Le maintien d'une végétalisation contrôlée des fossés favorise la rétention des molécules dans le réseau hydrographique lors du transfert vers les eaux de surface. L'effet attendu va de significatif dans le cas de faibles débits d'écoulement, à probablement mineur en cas de forts débits à charge polluante élevée. Le gain de cette action par rapport à son coût (investissement en matériel d'entretien des fossés, temps de travail...) n'est pas évaluable en l'état des connaissances.

- Zones humides. Ces milieux sont susceptibles de permettre la rétention et la dégradation de certains pesticides ; les références scientifiques sont insuffisantes toutefois pour évaluer le degré final de dégradation des molécules, selon leurs caractéristiques et les conditions physico-chimiques locales. Orienter les zones humides vers une fonction tampon peut toutefois compromettre les autres fonctions environnementales (biodiversité, rôle de refuge...) qui motivent justement leur préservation.

- Répartition spatiale des cultures. L'alternance sur les versants et dans les talwegs de cultures d'hiver et de cultures de printemps (voire de prairies) réduit les surfaces contributrices au ruissellement selon les périodes de fortes précipitations printanière ou estivale, et permet que les ruissellements provenant de parcelles amont puissent être interceptés par une parcelle aval à bonne infiltrabilité. Une telle mesure nécessite une coordination entre agriculteurs exploitant un même bassin versant.

►► Si on dispose d'un vaste ensemble de techniques pour réduire les transferts de pesticides, ces techniques sont loin d'être totalement maîtrisées (on manque en particulier, et de manière récurrente, d'expérimentations locales permettant d'adapter ces techniques à des conditions locales très variées). Pour la même raison, il y a nécessité de mettre en œuvre des diagnostics locaux des conditions de transfert des pesticides. Même les techniques les mieux connues sont encore relativement peu pratiquées (à l'exception des ZTE).

►► Il faut néanmoins être attentif au bilan environnemental de ces pratiques, dont il faut considérer tous les effets. Par exemple, l'enherbement de l'inter-rang en culture pérenne améliore l'infiltrabilité du sol, mais sa destruction peut ensuite se faire avec un herbicide de post-levée à des doses plus fortes que celles utilisées en pré-levée pour maintenir le sol nu... De la même manière, la présence de zones tampons enherbées permettra sous certaines conditions de réduire les transferts par ruissellement et érosion mais pourra engendrer un risque de contamination plus importante des ressources en eau sous-jacentes.

►► Il est probablement illusoire d'espérer pouvoir supprimer totalement les transferts de pesticides dans l'environnement, tout particulièrement dans les milieux les plus vulnérables ; la limitation de l'utilisation des pesticides paraît ainsi indispensable si l'on vise une réduction très significative de la contamination des milieux. La relation entre réduction de l'utilisation des pesticides et réduction des contaminations n'étant très probablement pas linéaire, la réduction de l'utilisation devra certainement être substantielle pour garantir un effet quelles que soient les conditions pédoclimatiques et agronomiques.

8. "Raisonner" l'utilisation des pesticides

"Raisonner" l'emploi des pesticides consiste à fonder leur utilisation sur la nécessité objectivement mesurée d'en employer dans un contexte précis. Le résultat du raisonnement est une décision de type tactique, prise après la mise en place du peuplement végétal.

8.1. Les points du raisonnement

Première étape vers une réduction de l'utilisation de pesticides, le "raisonnement" peut intervenir à différents niveaux.

. Réduction de la fréquence des traitements

Cette réduction peut être obtenue par l'utilisation de méthodes d'évaluation du risque (cf. 4.5.), dont il est important de rappeler qu'elles envisagent généralement le risque d'épidémie, et très rarement le risque de perte de récolte.

. Réduction des doses appliquées par unité de surface par un meilleur ciblage de l'application

Cette réduction des doses élémentaires, qui concerne principalement les herbicides et les pulvérisations contre les maladies foliaires, consiste à adapter l'intensité du traitement à la nature, à l'état (stade, abondance) et à la distribution spatiale des bio-agresseurs visés, ou à effectuer un traitement de précision (taches de mauvaises herbes, foyers de maladies), par détection automatique (capteurs embarqués) ou grâce à un ajustement par l'utilisateur.

La localisation des traitements permet de réduire la dose apportée à l'hectare. En désherbage, il est par exemple possible de réduire fortement la quantité d'herbicides appliquée (2/3 en viticulture et dans certaines cultures annuelles comme le maïs) en ne traitant que sous le rang, l'inter-rang étant enherbé ou travaillé mécaniquement.

Les traitements fongicides ou insecticides peuvent être mieux localisés sur les cibles (feuilles, fruits). Ainsi, les pulvérisations "face par face" permettent-elles d'optimiser les dépôts sur les feuillages. Il est alors possible de réduire la dose en fonction du stade végétatif, notamment en début de végétation.

Ces différentes solutions nécessitent généralement une plus grande spécialisation des appareils de traitement, et demandent un réglage minutieux des pulvérisateurs.

. Respect des conditions d'efficacité des traitements

Le suivi des conditions météorologiques permet de prévoir l'évolution des bio-agresseurs ou l'efficacité d'un traitement (cf. 7.2.). Des intervalles de conditions climatiques optimales pour chaque produit sont à définir en dehors

desquels les traitements deviennent inutiles car inefficaces. La qualité du traitement dépend ainsi de l'organisation du travail dans l'exploitation et de la possibilité d'intervenir le moment voulu dans les meilleures conditions.

. Choix du produit pour réduire les risques environnementaux

Un tel choix nécessite que l'agriculteur dispose de l'information nécessaire, ce qui est rarement le cas actuellement. Des outils d'aide au choix multicritère des pesticides sont toutefois en cours de développement, comme Decid'herb (qui associe dans sa conception l'INRA, Arvalis - Institut du végétal et le Cetiom) dans le domaine des herbicides, qui intègre les incidences environnementales et économiques des choix de produits.

. Prévention de l'apparition des résistances aux pesticides

Plusieurs règles contribuent à la gestion préventive des résistances : alterner les substances actives dans le temps ou l'espace et/ou les associer ; limiter le nombre d'applications par matière active ou par famille ; éviter les traitements répétés à dose très faible avec la même substance active.

Il peut être nécessaire, dans certains cas de conserver des zones refuges sans traitement permettant aux populations sensibles de se maintenir afin d'éviter la généralisation des résistances, ou de mettre en œuvre, temporairement, des méthodes ou stratégies alternatives à l'utilisation des pesticides, même si elles présentent une moindre efficacité.

► La détermination d'un risque et le choix du produit le mieux adapté à une situation de risque donné impliquent pour les agriculteurs d'améliorer leurs capacités de diagnostic et d'identification des bio-agresseurs à combattre, mais aussi de disposer d'éléments d'informations permettant d'identifier les produits phytosanitaires susceptibles d'apporter une efficacité adaptée au risque tout en générant des effets non intentionnels restreints sur la santé humaine ou l'environnement.

8.2. Conditions et contraintes de mise en oeuvre

Les obligations de moyens fixées à l'agriculteur dans le référentiel "Agriculture raisonnée" sont : une obligation d'information (abonnement à un journal et à un service de conseil technique indépendant de la commercialisation) et de formation, la réalisation d'observations sur des parcelles représentatives et l'enregistrement des pratiques (interventions par îlot et facteur déclenchant).

. Enregistrement des pratiques

Ce point est inclus dans le référentiel AR, et rendu obligatoire (théoriquement à partir du 1^{er} janvier 2006) par le règlement (n°852/2004) relatif à l'hygiène des denrées alimentaires... Mais aucune de ces mentions ne prévoit de valorisation de ces enregistrements, alors qu'ils devraient servir à l'agriculteur de "tableau de bord" de ses pratiques et de leur évolution.

Il conviendrait donc de passer du simple respect d'une obligation pouvant être contrôlée à une logique d'évaluation et d'amélioration des pratiques, et de proposer des indicateurs simples à renseigner par l'agriculteur et/ou son conseiller, pour faire de cet enregistrement un véritable outil de gestion pour l'agriculteur (choix des produits, évolution des pressions parasitaires et des utilisations de pesticides...).

. Dépistage

L'intérêt des techniques de dépistage dépend des pratiques culturales utilisées. Pour les grandes cultures européennes, l'intérêt du dépistage réside dans l'économie des traitements inutiles. Or dans le cas des pratiques culturales les plus intensives, la fréquence des infestations potentiellement dommageables est relativement élevée et l'agriculteur sera peu incité à utiliser le dépistage, qui lui donnera en fait peu l'occasion d'économiser des traitements.

► L'engagement à pratiquer un dépistage est difficile à contrôler (s'il n'est pas réalisé par un service extérieur), et ne garantit pas une réduction d'utilisation des pesticides.

. Marges de manoeuvre théoriques et contraintes pratiques

Une interprétation exigeante du "raisonné" est effectivement susceptible de réduire (très) sensiblement les traitements phytosanitaires, mais il :

- nécessite une formation préalable dans laquelle tous les agriculteurs ne sont probablement pas prêts à investir ;
- exige une surveillance des parcelles d'autant plus assidue que le système de culture est "intensif" et induit des risques phytosanitaire élevés ; un tel suivi est peut-être peu compatible avec une mise en oeuvre sur de grandes superficies par travailleur ;
- représente une prise de risque (d'autant plus importante que l'on a affaire à un produit agricole cher (vin...), des exploitations spécialisées...)
- peut s'avérer peu "durable", le maintien des populations de bio-agresseurs juste en dessous des seuils de nuisibilité pour la culture en place n'empêchant pas la constitution de populations résiduelles (graines d'adventices, spores de champignons pathogènes...) dommageables pour les cultures suivantes (et qui nécessiteront rapidement le retour à des traitements plus importants).

OGM et emploi des pesticides

Le génie génétique – défini d'une manière simpliste comme la création par transgénèse de variétés totalement résistantes à un bio-agresseur – constitue l'archétype d'une "alternative à l'utilisation de pesticides". Cet argument environnemental d'une réduction d'emploi des pesticides est d'ailleurs cité dans les débats sur l'intérêt des OGM.

Malgré les nombreuses questions et controverses que soulèvent ces OGM, les recherches et études publiées sont pour l'instant peu nombreuses. La plupart utilise des résultats obtenus aux Etats-Unis, qui connaissent un fort développement de ces cultures depuis 1996, sans que les interprétations soient toujours convergentes, concernant notamment l'évolution des consommations de pesticides induites par ces OGM.

Les OGM actuellement cultivés dans le monde relèvent de deux logiques très différentes : la résistance à un bio-agresseur et la tolérance à un herbicide à large spectre.

Les plantes GM résistantes à un ravageur

*La résistance au bio-agresseur est obtenue par la synthèse, par la plante elle-même, d'une molécule pesticide. Les variétés actuellement commercialisées sont dotées de gènes de la bactérie *Bacillus thuringiensis* (Bt) qui les rendent résistantes à des lépidoptères (pyrale, sésamie). Les effets attendus sont la suppression, ou du moins la réduction, des pulvérisations d'insecticides contre le bio-agresseur ciblé.*

Les données nord-américaines montrent plutôt, au-delà d'une diversité régionale des situations, une réduction du nombre de traitements insecticides contre les bio-agresseurs visés, une baisse plus limitée des quantités appliquées, et l'abandon de l'emploi de molécules particulièrement toxiques (organo-phosphorés).

Certains auteurs s'interrogent sur l'intérêt de cette stratégie consistant à "mimer" le mode d'action des pesticides, c'est-à-dire à privilégier un mode d'action unique et fort pour détruire un bio-agresseur, et posent la question de l'adaptation des organismes visés et donc de la durabilité de la méthode.

Les plantes GM tolérantes à un herbicide à large spectre, le glyphosate

La tolérance à un herbicide à large spectre – et présentant a priori un profil (éco)toxicologique plus favorable et une faible persistance – permet une utilisation de cet herbicide sans risque pour la culture. Les variétés commercialisées sont tolérantes au glyphosate (substance active du Round up). Les effets attendus sont une réduction des quantités totales d'herbicides appliquées et du nombre des substances actives, et donc de la diversité des polluants potentiels.

Il subsiste toutefois des interrogations sur l'impact global de cette technique :

- *si le glyphosate présente un profil écotoxicologique plus favorable que les herbicides sélectifs substitués, un accroissement des surfaces traitées laisse présager une augmentation des teneurs en glyphosate dans les eaux ;*
- *la gestion des repousses des plantes GM et de leur dispersion hors de la parcelle nécessitera le recours à des herbicides supplémentaires ;*
- *l'emploi massif du glyphosate va favoriser l'apparition d'adventices résistantes.*

Là encore, les données mettent en évidence des disparités entre régions, mais avec, en moyenne, une non-réduction, voire une légère augmentation des quantités d'herbicides utilisées.

Le bilan des effets de l'utilisation de ces variétés GM est compliqué par diverses modifications des itinéraires techniques : l'emploi de ces variétés qui facilitent le désherbage chimique post-levée s'accompagne de l'abandon du désherbage mécanique et du développement du non-labour, qui peut accroître certains risques phytosanitaires et donc la consommation totale de pesticides.

► *Les variétés transgéniques pourraient offrir des potentialités intéressantes pour des résistances difficiles à valoriser par les voies classiques de sélection ou pour lutter contre les bio-agresseurs faisant l'objet de nombreux traitements ou contre lesquels (virus...) on ne dispose d'aucun moyen de lutte.*

► *Les exemples actuels n'apportent pas toujours la démonstration d'une réduction significative d'utilisation de pesticides.*

►► En grande culture, si le "raisonnement" de tous les traitements permet en théorie de réduire significativement les quantités de pesticides appliquées (cf. Encadré 18), la durabilité agronomique d'un tel système (en l'absence de toute mesure visant à réduire les risques phytosanitaires) est vraisemblablement limitée. Il est probablement plus efficace dans la durée de chercher en premier lieu à réduire les risques phytosanitaires de manière prophylactique, puis dans un second temps à raisonner la lutte chimique.

Pour les systèmes de culture, et notamment les productions pérennes, dans lesquels les possibilités de réduction des risques sont plus limitées, le "raisonnement" des traitements ne permet probablement pas de beaucoup diminuer leur nombre.

9. Réduire le recours aux pesticides

Cette limitation du recours aux pesticides passe par une diversification des méthodes de lutte contre les bio-agresseurs et la conception de systèmes de culture qui réduisent les risques phytosanitaires.

9.1. Utiliser la résistance des cultures aux bio-agresseurs

. Les possibilités offertes par l'amélioration génétique

Il convient de distinguer résistance, totale ou partielle, et tolérance : la résistance génétique d'une variété contribue à empêcher, ralentir ou rendre moins efficace le cycle de reproduction du bio-agresseur ; une variété dite tolérante reste sensible, mais ses caractéristiques morphologiques la rendent moins vulnérable aux dégâts occasionnés par un niveau donné de population de bio-agresseur.

L'amélioration variétale concerne surtout les résistances aux maladies : céréales résistantes aux rouilles, aux septorioses, à l'oïdium, au piétin-verse, aux fusarioses... Il existe également quelques résistances ou tolérances aux ravageurs : porte-greffe de vigne contre le phylloxéra...

Il n'existe en revanche pas de variétés sélectionnées pour leur aptitude à la compétition vis-à-vis des adventices (il existe une demande de l'AB pour des céréales qui couvrent davantage et plus rapidement le sol pour étouffer les mauvaises herbes).

La transgénèse, en élargissant les sources de gènes utilisables *a priori*, et en accélérant le travail de transfert de ces gènes à des variétés déjà performantes, peut être envisagée comme une voie d'obtention de variétés nécessitant moins de traitements pesticides. Les applications sont actuellement peu nombreuses : résistance à quelques ravageurs et, dans une logique toute différente, tolérance à un herbicide total qui peut alors être utilisé sans risque pour la culture. Le recours à des cultures GM pose le problème de leur acceptabilité sociale, mais aussi de leur bilan environnemental et de leur réelle contribution à une réduction d'utilisation des pesticides (cf. Encadré 15).

. Mise en oeuvre

Le contournement en quelques années de résistances totales monogéniques démontre l'intérêt des résistances partielles et polygéniques aux bio-agresseurs, et l'intérêt de diversifier, dans le temps et dans l'espace, les résistances utilisées pour retarder leur contournement. L'une des méthodes consiste à utiliser les associations variétales, semis en mélange de variétés porteuses de gènes de résistance différents, dont l'efficacité repose sur le cumul de plusieurs modes d'action (effets de barrière, de dilution des spores, stimulation des mécanismes de défense...).

La résistance génétique d'une plante peut s'accompagner d'une légère baisse de son potentiel de rendement, qui compromet son inscription au catalogue officiel des variétés. La mise sur le marché de blés rustiques multirésistants aux maladies, dont le potentiel de rendement reste un peu inférieur à celui des variétés de même génération plus productives mais sensibles, n'a été possible que parce que le CTPS (Comité technique permanent de la sélection) accorde désormais aux variétés un bonus pour la résistance aux maladies.

Les productions pérennes ont des contraintes particulières pour l'utilisation de variétés plus résistantes : durée de vie de la plantation ; cadre réglementaire (en vigne, les AOC sont liées à un cépage) ; commercialisation (introduction difficile sur le marché de nouvelles variétés de fruit).

9.2. Privilégier les techniques de lutte non chimiques

. La lutte biologique

L'agent de lutte peut être un prédateur, un parasitoïde, un agent pathogène (champignon, bactérie, virus...) ou un concurrent du bio-agresseur visé. On distingue : la lutte par introduction-acclimatation d'une nouvelle espèce dans un environnement ; la lutte par des lâchers, massifs (lutte inondative) ou en petite quantité (lutte inoculative) d'un ennemi du bio-agresseur ; la manipulation environnementale qui vise à favoriser les ennemis du bio-agresseur naturellement présents (auxiliaires).

Il convient cependant de prendre en considération les risques liés à l'introduction d'organismes auxiliaires qui pourraient s'attaquer à d'autres espèces que celle ciblée.

Efficacité actuelle des différentes méthodes de lutte - exemples**. Mises en œuvre sur blé d'hiver**

Principaux groupes de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons pathogènes (<i>lato sensu</i>) <i>Septorioses, rouilles, fusarioses, piétins, oidium</i>	+++	++ (1)	+++	-	+ (4)	++ (6)
Adventices <i>Vulpin et ray-grass</i> notamment	+++	++ (2)	-	-	++	+++ (7)
Virus, viroïdes et mycoplasmes <i>Jaunisse nanisante de l'orge</i>	+	+ (3)	-	-	+ (5)	-
Insectes <i>Pucerons, mouches, taupins</i>	+	++	+	-	+	+
Nématodes	+	-	+	-	-	++ (8)
Limaces	+	+	-	-	-	++ (9)

1. Traitements de semences ou application en culture
2. Traitements de pré-semis, de pré ou post-levée
3. Lutte contre les pucerons, vecteurs de viroses
4. Par exemple, la gestion des repousses par des opérations de déchaumage influence la survie estivale de la rouille brune (*Puccinia triticina*)
5. Par exemple, la gestion des repousses estivales par des opérations de déchaumage influence le cycle des pucerons, vecteurs de viroses
6. Les maladies telluriques notamment sont sensibles à l'interaction entre le travail du sol et les précédents, la date et la densité de semis, la fertilisation azotée (dose et forme)
7. La période d'implantation est un levier pour défavoriser certaines mauvaises herbes qui ne lèvent qu'à une période donnée de l'année. Le travail du sol, et notamment le labour, permet de gérer le stock semencier des adventices
8. Diminuer la fréquence de retour des céréales, adapter la date de semis et le travail du sol permettent de contrôler les nématodes
9. Par exemple, l'enfouissement des résidus de culture est défavorable au développement des limaces

. Mises en œuvre en arboriculture fruitière

(dans son ensemble, incluant les fruits à noyaux)

Principaux groupe de bio-agresseurs	Importance actuelle des bio-agresseurs	Efficacité actuelle des méthodes de lutte généralement mises en œuvre				
		Lutte chimique	Résistance variétale	Lutte biologique	Méthodes de lutte physique	Système de culture
Champignons (<i>lato sensu</i>)	+++	++	+	-	-	++
Bactéries	++	-	-	-	+	++
Virus, viroïdes, mycoplasmes	+++	+	+	+	-	++
Acariens	+	++	-	+	-	-
Insectes	+++	++	-	+	-	-
Nématodes	+	-	-	-	-	+
Adventices	+	+++	-	-	-	+++

La lutte biologique est surtout appliquée contre les ravageurs : insectes (lutte par prédateurs, parasitoïdes, maladies), acariens phytophages (lutte par acariens prédateurs), nématodes (lutte par champignons nématophages). Elle agit souvent contre un spectre étroit de bio-agresseurs, et est sensible aux traitements pesticides. Elle concerne peu les maladies. On peut toutefois signaler l'homologation récente d'un agent biologique en tant que traitement des sols contre la sclérotiniose (cultures légumières, colza, soja, tournesol...).

La lutte biologique est très peu développée en grande culture : seul le trichogramme contre la pyrale du maïs est utilisé sur des surfaces importantes ; la commercialisation de l'agent contre la sclérotiniose est très récente.

Elle l'est davantage en cultures légumières, notamment en production sous abri (80% des tomates seraient concernés), mais l'expérience montre qu'elle peut y être remise en cause par un retour à des traitements insecticides pour éliminer un nouveau ravageur.

En vergers, il existe des cas ponctuels d'acclimatations réussies. L'exemple récent le plus cité est l'introduction de phytoséides (acariens prédateurs d'acariens). Les techniciens du développement en ont été les principaux acteurs en France, et ils ont accompagné ces introductions d'un soutien aux recommandations de l'OILB (Organisation internationale de lutte biologique), ou des instituts techniques (ACTA, CTIFL) en matière de respect des seuils d'intervention par acaricides chimiques.

► Il existe d'importants besoins de produits (c'est-à-dire d'agents biologiques formulés) pour la lutte biologique qui ne sont pas couverts, alors que les résultats scientifiques disponibles indiquent l'efficacité de ces produits.

Leur développement est confronté à plusieurs difficultés : coût d'homologation élevé, pour un marché souvent étroit ; difficultés techniques pour la mise au point de la multiplication à l'échelle commerciale de l'agent biologique et d'une forme de survie pour sa distribution ; traitements pouvant être plus fréquents, coût pour l'agriculteur ; sensibilité de l'agent aux conditions environnementales...

Par exemple, des lâchers de punaises *Anthocoris nemoralis* pour la lutte contre le psylle du poirier ou de coccinelles *Harmonia axyridis* contre diverses espèces de pucerons des arbres fruitiers ont été évalués au cours des années 90. Des incertitudes quant aux conditions d'efficacité de la méthode, et un coût de la production de ces auxiliaires trop élevé n'ont pas permis une utilisation pratique.

. La lutte biotechnique

Cette catégorie regroupe des méthodes utilisant des phénomènes biologiques ou des produits d'origine biologique, mais pas d'organismes vivants. Citons :

- la confusion sexuelle, qui consiste à perturber la reproduction des insectes par la diffusion massive de phéromones sexuelles ; cette méthode est aujourd'hui utilisée sur maïs, sur vigne et en vergers ;
- l'induction de résistance chez la plante, par des éliciteurs qui activent ses mécanismes de défense naturelle. Rapportés de longue date, ces phénomènes connaissent un regain d'intérêt depuis une dizaine d'années, mais les applications restent aujourd'hui limitées. L'une des premières fut le développement d'un produit homologué en Europe vis-à-vis de l'oïdium du blé et du mildiou du tabac. Plusieurs limites sont citées : une efficacité souvent partielle qui nécessite l'association avec un fongicide, une action peu spécifique, la nécessité d'une application préventive et un "coût physiologique" pour la plante mal évalué.

. La lutte physique

Ces méthodes incluent toutes les techniques dont le mode d'action primaire ne fait intervenir aucun processus biologique ou biochimique, soit :

- la lutte mécanique, qui concerne les adventices (travail du sol, fauche, utilisation de paillis, désherbage manuel, inondation) et les insectes (barrières physiques contre leur entrée telles que filets, pellicule plastique...) ;
- la lutte thermique, par chauffage létal ou diminution de la température en dessous du point de congélation, employée contre ravageurs et adventices. Le désherbage thermique (eau chaude, flamme, infra-rouge) fait l'objet de travaux dans le cadre de l'agriculture biologique. On peut citer également la désinfection des sols par solarisation, qui consiste à chauffer le sol, couvert d'une bâche translucide, grâce au soleil ;
- la lutte électromagnétique par passage d'un courant électrique, contre les adventices reste peu développée en raison de son coût, et n'est actuellement pas au point.

► La plupart des méthodes de lutte non chimiques et les résistances génétiques des cultures vraisemblablement les plus durables n'ont qu'une efficacité partielle contre les bio-agresseurs.

Elles pâtissent donc d'une comparaison avec la lutte chimique qui, efficace et fiable, est érigée comme référence, souvent implicite. Ces autres méthodes bénéficient rarement des conditions d'évaluation adéquates, soit parce qu'elles sont testées hors contexte réel de production (méthodes de lutte biologique, par exemple), soit parce que leur efficacité est évaluée par rapport à un témoin protégé chimiquement, et non par rapport à un témoin sans aucune protection.

L'exemple des blés rustiques "bas intrants"

Les connaissances acquises sur la physiologie des cultures au champ et le fonctionnement de l'agrosystème ont permis de proposer d'autres logiques de conduite des cultures, moins intensives, qui ont été mises à l'étude à l'INRA dans les années 80 et 90. Des résultats très probants ont été obtenus sur blé, mais aussi sur tournesol, sorgho et colza.

L'entrée dans une logique de réduction des intrants se fait par le **choix d'un objectif de rendement inférieur au potentiel** qui, pour le blé, donne la possibilité : de semer plus tard ou moins dense et de réduire l'alimentation azotée précoce, ce qui diminue les risques de verse, d'insectes ravageurs et de maladies, et permet donc de réduire les traitements phytosanitaires et les régulateurs de croissance ; de choisir la variété sur d'autres critères que le rendement maximum, en particulier sur sa résistance aux maladies ce qui permet d'aller plus loin dans les réductions d'intrants.

Dès le milieu des années 80, des expérimentations comparant 2 itinéraires techniques dont les objectifs de rendement différaient de 15 q/ha, ont permis de montrer que l'on pouvait réduire le rendement sans diminuer les marges brutes. L'objectif de rendement réduit permettait une baisse des charges de culture d'environ 40%, obtenue par une réduction de 10 ou 15% sur l'engrais azoté, 40% sur les semences, 70% sur les fongicides et 100% sur les régulateurs.

Au cours des années 90, ces premiers résultats ont été confirmés, dans plusieurs régions, par l'INRA et par des Chambres d'Agriculture sur des réseaux d'essais, en station expérimentale ou chez des agriculteurs. Ces travaux montraient aussi que l'intérêt des itinéraires techniques à intrants réduits s'accroît quand le prix du blé baisse : à 125 F/q (soit 19 €/q environ, prix du début des années 80), l'itinéraire intensif était le plus rentable ; à 10 €/q, l'itinéraire "bas intrants" obtient en moyenne une marge nettement supérieure. La variabilité des rendements et des marges n'est pas accrue par la réduction des intrants, car celle-ci s'accompagne d'une réduction maîtrisée de la verse et des maladies.

La crédibilité des itinéraires techniques "bas intrants" a été renforcée ces dernières années par la mise sur le marché de **variétés rustiques multirésistantes aux maladies** (dont le potentiel de rendement reste inférieur, de 5 à 10 q/ha, à celui des variétés de même génération plus productives mais sensibles). Un réseau de test d'itinéraires techniques adaptés aux variétés rustiques, regroupant l'INRA, l'ITCF et les sélectionneurs privés du GIE "Club des Cinq", a été lancé en 1999 à l'initiative de l'INRA pour tester les performances agronomiques et économiques de différents couples {variété x itinéraire technique}.

Itinéraire	1	2	3	4
Prix du blé = 137 €/t				
Isengrain	78%	75%	51%	15%
Oratorio	48%	63%	69%	45%
Prix du blé = 91,5 €/t				
Isengrain	51%	57%	57%	33%
Oratorio	45%	57%	72%	72%

Itinéraire 1 : potentiel de rendement, intrants non limitants
 Itinéraire 2 : recommandations ITCF 2000
 Itinéraire 3 : rendement objectif et intrants réduits
 Itinéraire 4 : idem 3 sauf réduction N de 30 kg/ha ; 0 fongicide ; 0 régulateur
 Isengrain : variété classique (productive et peu résistante aux maladies)
 Oratorio : variété rustique (moins productive mais multirésistante aux maladies)

Intérêt économique comparé de différents couples Variété x itinéraire technique

% d'essais (33 essais, 3 années, France entière) où le couple Variété x ITK donne la meilleure marge brute (Réseau Variétés de blé rustiques, 2000 à 2002)

Ces résultats 2000-2002 confirment que l'intérêt de la variété rustique associée à un itinéraire peu intensif croît lorsque le prix du blé baisse. Quel que soit le prix du blé, la variété rustique (Oratorio) obtient de meilleurs scores pour un itinéraire technique moins intensif.

Il apparaît également possible, grâce à un choix variétal judicieux accompagné d'un changement des règles de fractionnement de l'engrais, de ne pas pénaliser la teneur en protéines du grain. Le principal problème de ces variétés rustiques est qu'elles restent peu connues et peu commercialisées, peut-être parce que les circuits de distribution de semences sont les mêmes que ceux des fongicides.

Le semis de mélanges de plusieurs variétés aux résistances complémentaires offre aussi des perspectives très encourageantes, l'association de variétés obtenant régulièrement un rendement et une teneur en protéines des grains supérieurs à la moyenne des variétés pures.

9.3. Réduire les risques de bio-agressions

Le principe consiste à limiter les conditions favorables aux bio-agresseurs, dans le temps et l'espace, en jouant sur les caractéristiques du peuplement végétal et sur les successions culturales et les assolements.

. Le contrôle cultural

Cette méthode de contrôle peut être définie comme une adaptation du système de culture pour prévenir ou limiter le développement des bio-agresseurs. Elle fait notamment appel à :

- des rotations faisant alterner des cultures à cycles différents et/ou de familles botaniques différentes pour éviter l'installation des adventices dont le cycle de développement est calé sur celui de la culture, et rompre le cycle des ravageurs et maladies ;
- une gestion du peuplement cultivé (date et densité de semis, fertilisation, irrigation...) pour créer des conditions défavorables au développement de bio-agresseurs tels que les champignons pathogènes, ou l'esquiver par un décalage des cycles culturaux sensibles (par exemple, éviter les semis tardifs de colza de manière à ce que la culture ne soit pas exposée aux émissions des spores de phoma pendant les stades les plus précoces, qui sont les plus sensibles) ;
- une gestion de l'interculture (semis d'une culture intermédiaire de type CIPAN – culture intermédiaire piège à nitrates –, travail du sol...) pour réduire le stock de graines d'adventices et d'inoculum ;
- des associations de cultures (une céréale et une légumineuse à graine par exemple).

. L'organisation spatiale des cultures

Il existe très peu de références scientifiques sur cette gestion à une échelle supra-parcellaire, qui vise à limiter la propagation des bio-agresseurs en organisant les assolements pour constituer des mosaïques de cultures, et en introduisant des hétérogénéités dans le paysage agricole.

Les principes à mettre en oeuvre contre les différents types de bio-agresseurs sont les suivants.

Contre les adventices : réduction de la production de graines par une limitation des levées, l'augmentation de la compétitivité de la culture, une récolte avant leur maturation ; réduction de leur capacité à germer par un enfouissement profond (labour).

Le choix de la succession de cultures, de l'alternance ou non des profondeurs de travail du sol, et de la date de semis permettent de créer les conditions d'une esquivage, c'est-à-dire de limiter l'apparition des espèces les plus adaptées à un cycle donné. Ces effets ont été confirmés dans le cas des infestations de vulpins résistants aux herbicides de la famille des "fops" (aryloxyphenoxypropionates), qui peuvent être contrôlées par une modification de l'ensemble du système de culture : exclusion de cette famille d'herbicide, introduction de cultures de printemps dans la succession, retard des dates de semis des cultures d'automne, pratique du labour.

Contre les champignons pathogènes : réduction de l'inoculum primaire, limitation des contaminations par la gestion des états du couvert végétal moins dense, offrant un micro-climat moins favorable, utilisation de variétés résistantes.

Pour les maladies telluriques : destruction des résidus de récoltes. Pour les maladies à dissémination aérienne : esquivage par le décalage des cycles culturaux (stades sensibles) et des périodes de dispersion des spores ; diminution de la réceptivité du couvert par un microclimat peu favorable (par ex. en réduisant la densité de peuplement ou en modérant la fertilisation azotée).

Des arbitrages sont à effectuer selon les risques dominants : un peuplement cultivé dense étouffera mieux les adventices, mais favorisera les maladies fongiques...

9.4. Viser l'objectif "zéro-pesticides"

Tenter de s'affranchir de l'utilisation des pesticides de synthèse nécessite de maintenir, par un ensemble de pratiques cohérentes, la pression potentielle des bio-agresseurs au niveau le plus bas, de modifier profondément les systèmes de culture eux-mêmes ainsi que l'organisation territoriale de ces systèmes de culture.

. L'Agriculture biologique

L'AB qui renonce par principe à tous les intrants chimiques de synthèse, ne conserve que quelques pesticides extraits de plantes (ce qui ne garantit pas leur innocuité) et des substances minérales (cuivre et soufre, comme fongicides, dont l'accumulation dans les sols pose problème). L'existence de l'AB prouve qu'une production est possible dans ces conditions, mais qu'elle est délicate à mettre au point, notamment pour les cultures pérennes. L'AB obtient des rendements moyens peu élevés (36 q/ha en blé), mais qui peuvent aussi être très honorables (proches de 70 q/ha en blé, par exemple), alors qu'ils sont aussi limités par le non-emploi d'engrais de synthèse.

. Concevoir d'autres systèmes

On pourrait aussi envisager des systèmes "zéro-pesticides", ou presque, qui ne se priveraient pas des engrais de synthèse, et pourraient éventuellement accepter le recours occasionnel à un pesticide (comme l'AB accepte l'emploi exceptionnel de traitements vétérinaires allopathiques, et la PFI de traitements pesticides – quitte à déclasser la production traitée).

Une étude de cas : scénarios de protection des cultures en système de grande culture

L'objectif de cet exercice est d'illustrer, à partir d'une situation de production donnée, la mise en œuvre d'un ensemble de mesures pour limiter le recours aux pesticides à l'échelle du système de culture. En absence de références scientifiques sur ces systèmes de culture "en rupture", l'exercice a été mené "à dire d'experts". Il repose sur une réflexion initiée dans le cadre du projet ADAR (Agence de développement agricole et rural) "Systèmes de culture innovants" par un collectif d'experts issus notamment de Chambres départementales d'agriculture et d'instituts techniques, et a été complété par une évaluation des performances agronomique, environnementale et économique des systèmes de culture proposés, et par des indications concernant le temps de travail.

Le cas d'étude

L'exemple retenu est une rotation colza-blé-orge d'hiver dans une "petite terre" (terrain argilo-calcaire caillouteux) en zone septentrionale. A partir d'une situation initiale de "référence" caractérisée par des conduites de cultures dominantes dans le paysage agricole actuel, trois systèmes de culture alternatifs limitant le recours aux pesticides ont été envisagés. Le premier vise à réduire l'utilisation de pesticides sans modification de la rotation. Cette réduction, limitée par la rotation initiale (rotation courte, 100% de cultures d'hiver) s'appuie notamment sur un raisonnement différencié des postes désherbage et insecticides. Le 2^e système vise une réduction beaucoup plus drastique de l'utilisation des pesticides, et s'interdit le recours aux pesticides présentant un fort risque pour l'environnement ou la santé humaine. L'atteinte de cet objectif passe par des modifications plus profondes du système de culture : diversification et allongement de la rotation. Enfin, le dernier scénario augmente la contrainte sur les moyens d'action en fixant comme objectif de supprimer tout recours aux pesticides.

Les résultats de l'analyse

L'analyse comparative de ces 4 scénarios sur les plans environnemental et économique montre que :

- Un usage raisonné exigeant des phytosanitaires peut permettre, sans changer la rotation ni abandonner le travail simplifié du sol, d'améliorer sensiblement les performances environnementales de la succession : dans cet exemple, réduction de près de 75% de la fréquence de traitement (en nombre de doses homologuées /ha, toutes substances actives confondues), et passage de 5055 à 700 g de SA/ha/an (soit une baisse de 86% des quantités appliquées), par recours à des interventions mécaniques pour le désherbage et diminution du recours aux insecticides. Ces améliorations sont d'une durabilité vraisemblablement limitée à quelques années. La probabilité est en effet très forte que ce type de stratégie alternative génère sur ces rotations courtes un stock semencier d'adventices rapidement incontrôlable sans le retour à une stratégie fortement fondée sur les herbicides.

- Le passage à une stratégie de protection intégrée, qui repose sur un allongement et une diversification de la succession culturale, augmente fortement les degrés de liberté. Elle permet des utilisations très faibles de SA (moins de 5 g/ha/an), générant des risques environnementaux quasi-nuls, et donc très proches des risques nuls obtenus par le système "zéro-pesticides".

Ces systèmes "alternatifs" ne permettent pas les mêmes niveaux de rendement que le système conventionnel de référence, et conduisent à une variabilité très importante des rendements sur certaines cultures sensibles (colza dans l'exemple). Cette irrégularité des rendements par défaut de maîtrise des accidents parasitaires se traduit par une forte variabilité interannuelle des performances économiques de ces systèmes, à performance moyenne sensiblement identique à la situation de référence.

Les charges opérationnelles sont assez fortement réduites sur les scénarios alternatifs, du fait du moindre recours aux pesticides. En revanche, le temps d'intervention sur les parcelles est largement augmenté (on passe d'une moyenne de 6,3h/ha à plus de 9h/ha dans le 1^{er} cas, hors temps d'observation) du fait de la substitution du mécanique au chimique. A cela s'ajoute le temps d'observation et celui nécessaire pour se former et s'informer, qui croît avec la multiplicité des cultures.

Les enseignements de l'exercice

Les pistes intéressantes qui se dégagent de cette exploration "à dire d'experts" ne doivent pas occulter le statut de cette réflexion : connaissances expertes mobilisées sur une situation particulière, dans un contexte de milieu donné, sans références scientifiques sur la quantification des interactions entre les systèmes de culture et les composantes biologiques du champ cultivé et sur l'efficacité de stratégies alternatives. Néanmoins, malgré ces réserves liminaires, cette étude de cas permet d'illustrer la généricité de l'approche. Elle renforce la nécessité d'une analyse plus complète des conséquences de ces scénarios en terme de fonctionnement de l'exploitation, et des autres impacts environnementaux (énergie, émission de CO₂...).

Ces systèmes devraient, comme en AB, combiner l'ensemble des approches qui permettent de réduire au maximum les risques phytosanitaires et des stratégies de protection à effet partiel disponibles. De tels systèmes seraient notamment utiles pour les zones sensibles qui pourraient nécessiter une (quasi)interdiction de l'utilisation de pesticides (cf. infra).

9.5. Les "alternatives" à la lutte chimique

. Techniques ou stratégies "alternatives"

La notion de "technique alternative", qui suggère l'existence de solutions se substituant simplement à un pesticide, avec tous les avantages d'efficacité sans les inconvénients de perturbation du milieu et de faible durabilité, paraît peu adaptée. La protection des cultures ne peut être fondée sur de seules avancées technologiques ponctuelles, et passe par la mise en œuvre d'un large éventail de connaissances techniques, biologiques, et économiques. Cette intégration des méthodes de lutte n'est pas forcément aisée : on ne déploie pas un ennemi naturel dans un système de culture, on n'adapte pas une succession culturale, aussi facilement que l'on traite un sol ou une culture.

Néanmoins, l'intégration des méthodes de contrôle des ennemis des cultures revêt deux avantages majeurs :

- elle conduit presque toujours à diminuer les nuisances environnementales de la production dans la mesure où la limitation des dommages ne repose plus exclusivement sur la protection chimique ;
- la diversification des pressions de sélection exercées par ces méthodes peut rendre celles-ci plus durables que certaines méthodes de lutte individuelles appliquées à grande échelle pendant plusieurs années, telles que l'application d'un pesticide ou l'utilisation d'une variété présentant une résistance spécifique totale. Le recours moindre aux pesticides contribue aussi à préserver leur efficacité en retardant l'apparition de résistances des bio-agresseurs.

Pour l'ensemble des productions végétales, ce n'est donc pas vers des "solutions alternatives" à l'emploi des pesticides qu'il est souhaitable de se tourner, mais vers une autre façon de penser la protection, et d'une manière plus générale, la production, afin de rendre cette production moins vulnérable, et la protection plus efficace (techniquement) et efficiente (économiquement, au plan environnemental, au plan social, au plan des performances à long terme des systèmes). C'est cette stratégie que recouvre le concept de *production intégrée*.

. Les limites des chartes et référentiels de "bonnes pratiques"

La tendance actuelle est de proposer des guides, chartes et référentiels de "bonnes pratiques agricoles" (BPA) pour faire évoluer les pratiques phytosanitaires, et les évaluer. Ce type d'outils ne semble en fait guère permettre d'aller très au-delà d'une sensibilisation à l'évitement des pratiques à risque majeur.

Ces chartes et référentiels sont nécessairement définis pour des territoires très larges, qui ne permettent pas de prendre en compte la diversité des situations agricoles. Ils se présentent généralement comme des listes de "BPA" élémentaires, qui intègrent peu les interactions entre techniques, pourtant décisives dans les approches intégrées visant à réduire la dépendance aux pesticides des systèmes de cultures, et souvent déterminantes vis-à-vis des impacts environnementaux des systèmes.

S'engager vers une logique de protection, voire de production, intégrée est fondamentalement différent de la mise en œuvre séquentielle d'un ensemble des "BPA" élémentaires. Les interactions entre choix techniques, et les adaptations nécessaires à faire en fonction de la diversité des situations devraient donc être intégrées dans la rédaction des guides.

. Les implications pour la recherche

La notion de "protection intégrée" renvoie à deux niveaux d'intégration. Le premier est vertical : il correspond à la combinaison de méthodes culturales, génétiques, biologiques, physiques, biotechnologiques ou chimiques pour contrôler une population donnée de bio-agresseur. Le second est horizontal : on ne cherche pas à contrôler un ennemi des cultures en particulier, mais un profil de bio-agresseurs. Ces deux niveaux d'intégration nécessitent des investissements en terme de questions de recherche.

Par ailleurs, on constate que la plupart des programmes de recherche relatifs à la protection des cultures sont menés aux échelles du cycle cultural et de la parcelle, alors que les processus sous-jacents fonctionnent souvent à des échelles pluriannuelles et supraparcellaires. Elargir les échelles prises en compte suppose des adaptations méthodologiques importantes, et notamment de régler les difficultés de recueil et d'exploitation de données. Dans ces conditions, il apparaît d'ores et déjà que la modélisation devra occuper une place centrale dans les méthodes mises en œuvre pour aborder ces nouvelles échelles. Ainsi, la mise au point d'itinéraires techniques adaptés à la diversité des milieux et des variétés devra s'appuyer de plus en plus sur l'utilisation de modèles mathématiques de fonctionnement des cultures, qui permettent de pallier les limites pratiques de l'expérimentation (coût prohibitif d'essais au champ couvrant une large gamme de situations pédoclimatiques et technico-économiques), et de tester de scénarios multiples, en simulant les effets de modifications des itinéraires techniques et des systèmes de culture.

►► Les principes d'une protection non chimique sont, pour l'essentiel, connus (connaissance des cycles, effets qualitatifs des principales techniques). Par contre, leur intégration cohérente au sein d'un itinéraire technique, et plus largement dans le cadre de systèmes de culture, pour une gamme large d'objectifs et de contraintes, n'a pas bénéficié à ce jour d'efforts de recherche suffisants.

Les marges de manœuvre pour les différents types de cultures

. Grande culture

C'est en grande culture que la marge de manœuvre pour une gestion des bio-agresseurs moins dépendante des pesticides paraît, dans l'immédiat, la plus grande. Il est en effet possible de modifier les systèmes de culture, et notamment d'allonger les rotations et d'organiser les assolements pour gêner l'installation et ralentir la propagation des bio-agresseurs ; d'utiliser des variétés moins sensibles aux maladies et/ou des associations variétales ; de se fixer des objectifs de rendement moins élevés, permettant des semis moins denses et plus tardifs, et une fertilisation plus réduite ; de mettre en œuvre un travail du sol et des alternances entre cultures d'hiver et cultures de printemps qui réduisent l'incidence des adventices. Pour les systèmes à base de blé en particulier, des travaux à l'échelle du système de culture ont montré qu'il était possible de concilier revenu et réduction d'intrants chimiques (Encadré 17).

. Cultures pérennes

Les difficultés sont plus grandes pour les cultures pérennes, puisqu'on ne peut jouer sur les rotations pour rompre les cycles des bio-agresseurs, et que ces systèmes présentent souvent des contraintes pour l'utilisation de variétés plus résistantes. Il existe cependant des méthodes de gestion du peuplement végétal qui permettent de réduire le développement des maladies et des ravageurs. L'enherbement maîtrisé de l'inter-rang (tant qu'il n'exerce pas une trop forte concurrence vis-à-vis de la culture) permet de réduire l'emploi d'herbicides et de favoriser le maintien d'auxiliaires ; il présente aussi l'avantage d'améliorer la portance des sols et de réduire l'érosion et le ruissellement.

En arboriculture fruitière, les méthodes de confusion sexuelle, à condition qu'elles soient raisonnées à l'échelle d'un bassin de production, doivent apporter des résultats significatifs, de même que des aménagements paysagers assurant le maintien d'auxiliaires. Taille et élimination des sources primaires d'inoculum (feuilles au sol) constituent également des moyens de réduire l'importance de certaines maladies.

En viticulture, les perspectives de mise en œuvre de méthodes alternatives s'avèrent limitées. Une distinction doit cependant être faite entre : les agents pathogènes, contre lesquels les propositions sont surtout restreintes à la maîtrise de la vigueur des plantes ; les ravageurs (insectes et acariens), contre lesquels les procédés de lutte biologique et biotechnique, ou le respect de la faune auxiliaire peuvent dans une majorité de situations assurer une bonne prévention des dommages. Les expériences pilotes ou de démonstration menées en régions conduisent à situer l'économie potentielle de pesticides en viticulture dans une fourchette de 30-50%.

Des enquêtes chez les viticulteurs montrent que le nombre de traitements réalisés n'est pas proportionné aux risques objectifs (évalués selon les Avertissements agricoles, par exemple), mais dépend plutôt du prestige de l'appellation, c'est-à-dire du prix de vente du vin (qui détermine les moyens financiers disponibles et une stratégie d'assurance reposant sur un programme prédéterminé d'applications). Alors que ces exploitations disposent souvent d'un encadrement technique de haut niveau qui pourrait mieux optimiser les programmes de protection.

. Productions légumières

Compte tenu de la quantité de main d'œuvre importante généralement requise pour ces cultures, les coûts des pesticides représentent une part limitée des coûts de production. De plus, l'aversion au risque des producteurs est d'autant plus importante qu'il s'agit de produits à forte valeur ajoutée et que la présence de symptômes sur les organes récoltés peut entraîner des pertes économiques significatives dans le contexte actuel de forte concurrence. La lutte chimique apparaît donc comme le moyen de gestion des ennemis des cultures légumières le plus simple, le plus efficace et le moins coûteux. La diversité des cultures légumières rend aussi plus complexe la mise au point de méthodes génériques constituant des alternatives à la lutte chimique.

Ces cultures recouvrent une large gamme de types de production : productions légumières de plein champ ; productions maraîchères de plein air ; cultures sous abri (serre ou abri haut) en sol ou hors sol. Ces productions présentent différents niveaux de dépendance structurelle aux pesticides. Pour les cultures en sol, les alternatives aux fumigations contre les bio-agresseurs telluriques ne sont pas toujours disponibles. Quand elles le sont, elles sont plus difficiles à mettre en œuvre et leurs performances sont différentes : gestion de la rotation (insertion de cultures assainissantes dans la succession) et des itinéraires techniques (raisonnement de la fertilisation et des amendements, adaptation du drainage et de l'irrigation...) ; biodésinfection (combinaison d'amendements organiques et de solarisation). En revanche, les cultures sous serres permettent depuis de nombreuses années de mettre en œuvre des stratégies de protection intégrée contre les bio-agresseurs aériens en combinant notamment l'utilisation de variétés résistantes et de plants sains lors de l'implantation de la culture (prophylaxie), le contrôle physique de l'entrée d'inoculum ou de ravageurs (sas d'entrée, filets insect-proof, pédiluves), la gestion du micro-climat, la gestion de la fertirrigation, et l'introduction d'agents de lutte biologique.

En grandes cultures, la réduction de l'utilisation des pesticides passe notamment par un objectif accepté de diminution du rendement. Dans le cas de produits comme les fruits et légumes, il pourra être nécessaire que le consommateur accepte la présence de défauts d'aspect qui n'affectent pas la qualité gustative et nutritionnelle des produits.

C'est en grande culture que la marge de manœuvre immédiate pour une gestion des bio-agresseurs moins dépendante des pesticides paraît la plus grande, et pour la vigne et les cultures maraîchères que cette marge paraît plus restreinte (Encadré 19).

►► L'évaluation de méthodes à efficacité partielle ne peut se faire par comparaison avec l'utilisation d'un pesticide. Une telle méthode doit être évaluée en tant qu'élément d'une stratégie associant d'autres méthodes d'efficacité également partielles, et dans le contexte de production pour lequel cette stratégie a été définie. Estimer l'efficacité de ces techniques nécessite donc des expérimentations conduites dans des conditions idoines.

►► Plus qu'une "lutte contre les ennemis des cultures", c'est donc une démarche de préservation du "bon état de santé des systèmes de cultures" qu'il faut privilégier. La question de l'état sanitaire des cultures doit donc être un élément primordial à prendre en compte dès la conception des systèmes de culture.

L'expérience du Danemark

Le Danemark est le pays européen qui a mis en place les mesures les plus ambitieuses en matière de réduction des pollutions par les pesticides. L'objectif est de supprimer les pesticides les plus dangereux pour l'environnement et de limiter l'usage des autres pesticides. Le plan d'action danois, lancé en 1986, est actuellement dans sa 3^e phase.

En 1986, le premier plan d'action a été élaboré, avec deux objectifs : rendre plus contraignante la procédure d'approbation des molécules, et diminuer de moitié l'utilisation totale de pesticides en 10 ans. A la fin de cette période, 213 molécules ont été réévaluées : 105 n'ont pas été présentées, 30 ont été interdites ou ont vu leur usage strictement régulé, 78 approuvées. Sur la même période, les ventes de matières actives ont été réduites de 40%, mais grâce principalement au remplacement de produits anciens par de nouvelles substances, actives à dose moindre, et à une réduction de la surface agricole de 11%.

Le nombre de traitements est mesuré par un indice de fréquence de traitements, le TFI (Treatment frequency index : nombre de doses homologuées appliquées en moyenne sur la SAU totale du pays, tous pesticides confondus). Ce TFI n'a quasiment pas été modifié par le 1^{er} Plan.

Le programme d'action reposait sur des activités de recherche, des actions de conseil, des programmes de formation obligatoires (2 jours pour un usage personnel, 2 semaines pour les agriculteurs épandant des pesticides hors de leur exploitation) pour tous les utilisateurs de pesticides, et des taxes sur les pesticides.

Les premières taxes étaient faibles (3% en 1986). Elles ont été augmentées en 1996, à 13% sur les herbicides et fongicides, et 27% sur les insecticides, puis à nouveau en 1999, à 33 et 54% respectivement.

En 1997, le gouvernement danois a créé le comité Bichel, chargé d'estimer les conséquences de différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides au Danemark, y compris la conversion à l'agriculture biologique. Dans ses conclusions, rendues en 1999, le Comité estimait que la suppression totale de l'utilisation de pesticides s'accompagnerait d'une restructuration importante du secteur agricole, et d'une diminution de la sole en céréales comprise entre 40 et 60%, mais qu'une réduction du nombre de traitements de 30 à 40% pouvait être effectuée sans impact économique majeur pour les exploitants agricoles.

Le TFI qui était de 2,67 au début des années 80, était de 2,5 en 1999 et de 2,04 en 2002 (après l'application du second programme d'action). Le troisième programme d'action (2004-2009) se donne comme objectif de réduire cet indice à 1,7 en 2009.

Les instruments utilisés sont en premier lieu une augmentation des conseils aux agriculteurs pour les aider à réduire leur consommation de pesticides, l'élaboration de fermes de démonstration et d'information de groupe, l'augmentation de systèmes d'alerte et d'aide à la décision. Les conseils sont renforcés par des mesures fermes (interdiction d'usages de certaines molécules, taxes, agréments avec l'industrie) et des mesures souples (affichage d'une liste de substances "déconseillées", promotion de produits "propres", campagnes d'information sur la manière dont le consommateur peut éviter les substances indésirables, écolabels). Ces mesures sont de type économique et laissent aux acteurs le choix des techniques à retenir pour y faire face.

► La logique de la politique danoise est exemplaire du point de vue de sa cohérence. En outre, elle constitue un cas concret et s'intègre dans une large mesure aux instruments mis en place par la PAC. Au-delà des modalités de sa mise en œuvre (progressivité, expertise, objectifs mesurables...), la cohérence de la logique de la politique danoise tient en trois points :

- elle met en œuvre un ensemble d'instruments, chacun défini pour répondre à un (ensemble) d'objectif(s) donné(s) et mis en place à une échelle pertinente,
- elle s'appuie sur un ensemble d'instruments dont les effets sont souvent "synergiques",
- elle utilise des instruments dont le niveau peut être adapté en fonction des arbitrages définis par la société.

La politique danoise constitue un exemple sur lequel il est possible de s'appuyer, tout en l'adaptant au contexte considéré.

Moyens

Une analyse coût/bénéfice générale de l'utilisation des pesticides étant concrètement irréalisable (cf. 6.1.), le rôle des économistes se limite à évaluer les effets des différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides que les pouvoirs publics pourraient envisager et des différents instruments mobilisables (effets sur le revenu agricole, sur le revenu des producteurs et distributeurs de pesticides, sur le pouvoir d'achat des consommateurs, sur les dommages à l'environnement et à la santé humaine et sur le budget de l'Etat).

La plupart des travaux économiques sur la régulation des pollutions concernent peu ou prou la définition des instruments permettant d'atteindre les objectifs fixés au moindre coût pour la société. Beaucoup des travaux sur la régulation des pollutions sont théoriques. Bien que non spécifiques, ils ont produit des résultats directement mobilisables pour le cas des pesticides. En effet, la définition d'instruments de régulation efficaces (d'un point de vue économique) repose toujours sur les mêmes grands principes.

De fait, les études systématiques sur l'utilisation ou la régulation des pesticides sont commandées par des institutions nationales ou supra-nationales qui envisagent une intervention publique (ministères, Union européenne...). En tant que telles, elles ne sont publiées que sous forme de rapports d'expertise et ne font l'objet de publications scientifiques que sur des points précis, c'est-à-dire à propos problèmes originaux (mécanismes économiques ou méthodes économétriques).

10. Les principes et instruments d'une politique de régulation des pollutions

10.1. Les principes

Quelques grands principes, sur lesquels s'appuie l'analyse économique, sous-tendent les choix de politique de régulation des pollutions :

- **N'intervenir que si nécessaire.** D'un point de vue économique, les pouvoirs publics ne doivent intervenir que lorsque le problème considéré ne peut être résolu spontanément, c'est-à-dire dans le cadre d'une économie marchande. C'est le cas pour les pollutions, puisqu'il n'existe pas, ou trop peu, de mécanismes (notamment marchands) permettant aux "victimes" des pollutions d'orienter les choix des "pollueurs" vers une diminution de leurs émissions polluantes.

- **Agir aussi directement que possible sur la source du problème.** Puisque toute molécule active utilisée est potentiellement polluante (qu'elle se disperse dans l'environnement ou se retrouve sur le produit agricole), la régulation doit avoir pour objectif la réduction de l'utilisation des pesticides, et l'emploi des produits les moins toxiques et écotoxiques possibles.

- **Adapter les modalités de l'intervention à l'objectif fixé.** Schématiquement, les instruments de régulation doivent être d'autant plus coercitifs ou incitatifs que l'objectif fixé est prioritaire. Par exemple, les objectifs en matière de santé humaine justifient des moyens d'intervention relativement "rigides" au niveau de la toxicité des produits. Ce principe implique aussi d'adapter le niveau de l'instrument envisagé (taux de la taxe, niveau de la norme, caractéristiques des cahiers des charges d'un contrat agri-environnemental...) à l'objectif fixé et/ou d'utiliser des instruments adaptés à chaque situation.

- **Rechercher les instruments présentant les meilleures propriétés** (voir, Encadré 21, les critères d'évaluation) : moindre coût de mise en oeuvre et de gestion, effets de long terme...

10.2. Les instruments

. Les types d'instruments de régulation

Les principaux types d'instruments envisagés dans le cas des pollutions par les pesticides sont :

- les approches réglementaires, contraignantes,
- les instruments d'incitation économique : taxation des pesticides homogène pour tous les agriculteurs, subventions pour l'adoption ou l'utilisation de pratiques économes en pesticides, adaptées en fonction des objectifs de réduction des pollutions, des conditions pédo-climatiques et/ou des systèmes de production.

Les mesures visant une réduction de l'utilisation des pesticides peuvent agir sur deux leviers, de préférence simultanément :

- un levier direct : accroître le coût relatif d'utilisation des pesticides ou introduire des limites réglementaires à cette utilisation ;
- un levier indirect : diminuer le coût relatif d'utilisation des alternatives aux pesticides ou introduire des instruments réglementaires visant à accroître cette utilisation.

Les critères de comparaison des différents instruments de régulation des pollutions

. Coûts administratifs de la mise en oeuvre des instruments

Souvent négligés en théorie, les coûts administratifs s'avèrent décisifs en pratique, et ils sont maintenant considérés comme tels dans la définition des instruments de régulation des pollutions d'origine agricole.

Ces coûts, supportés par le régulateur (l'Etat ou l'institution à laquelle l'Etat a délégué le pouvoir de régulation), comprennent : les coûts de l'élaboration (expertise, négociation des instruments...) et de l'évaluation des mesures (suivi des pratiques et compilation des données recueillies...), les coûts de l'information des agents concernés, le coût de gestion de la mise en oeuvre des instruments (prélèvements des taxes, versement des subventions, délivrance des autorisations...) et les coûts liés aux systèmes de contrôle/sanction.

De manière générale, plus un instrument est individualisé et nécessite de contrôles, plus il est coûteux et moins il doit être utilisé à grande échelle.

. Faisabilité et crédibilité du contrôle

Dans le domaine de la protection de l'environnement (comme dans d'autres, tels que la sécurité routière ou l'impôt sur le revenu) le respect des normes ou autres réglementations est parfois loin d'être acquis. Instaurer un système de contrôle et sanction suffisamment dissuasif est donc nécessaire. Ne pas le faire donne implicitement un signal en faveur d'une sous-estimation des problèmes d'environnement, celui qui ne respecte pas la règle ne se sentant pas coupable de faute grave.

La régulation environnementale pose des problèmes spécifiques. En effet, le caractère dissuasif d'un contrôle ne peut reposer que sur la fréquence des contrôles ou le niveau de la sanction. Comme les atteintes à l'environnement ou le non-respect d'un contrat ne peuvent, d'un point de vue juridique, justifier actuellement que des sanctions à hauteur des dommages engendrés, il est nécessaire de mettre en oeuvre des contrôles fréquents – ce qui s'avère coûteux d'un point de vue administratif.

Ce critère plaide en faveur de mesures "zéro utilisation", les pratiques "sans pesticides" étant beaucoup plus faciles à contrôler qu'une "utilisation raisonnée" des pesticides.

La question politiquement délicate du contrôle et des sanctions peut aussi conduire à préférer des politiques de "codes de bonne pratique" valorisant la bonne volonté et l'honnêteté des agents visés.

. Effet incitatif à long terme

Certains instruments de régulation peuvent avoir des effets incitatifs de court/moyen termes identiques mais des effets de long terme très différents.

Par exemple, dès lors qu'ils respectent les termes des contrats qu'ils ont signés, les agriculteurs n'ont plus d'incitations à réduire leur utilisation de pesticides. En revanche, si une taxe permet à court/moyen terme d'obtenir la même réduction des quantités de pesticides utilisées, ses effets incitatifs continuent à agir sur le long terme, tant au niveau de l'emploi des pesticides qu'au niveau de l'offre de produits ou de l'offre de conseil à la réduction de l'utilisation de pesticides.

. Flexibilité

Les différents instruments laissent plus ou moins de flexibilité aux agriculteurs dans le choix des solutions à adopter pour réduire l'utilisation des pesticides. C'est l'un des intérêts de la taxation, qui laisse toute latitude à l'agriculteur par rapport aux choix des méthodes qu'il emploie pour réduire ses utilisations de pesticides. Les autres instruments apparaissent plus "coercitifs" et tendent à "figer" le comportement des agriculteurs.

. Transferts induits et acceptabilité

Ces transferts financiers induits par les différents instruments de régulation de l'utilisation des pesticides conditionnent dans une large mesure l'acceptabilité des instruments par les différentes catégories d'acteurs concernés.

. Les difficultés d'une analyse coûts-bénéfices des instruments de régulation

Dans le cadre de la définition de sa "Stratégie thématique pour l'utilisation durable des pesticides", la Commission européenne a commandé une étude¹³ sur les impacts socio-économiques des mesures envisagées. Ce rapport, remis en 2004, tente d'évaluer les coûts et bénéfices attendus de l'instauration (à l'échelle de l'UE à 15 ou à 25 Etats) de quelques instruments de régulation, essentiellement des normes (contraintes sur les pulvérisations aériennes, définitions de zones à "zéro pesticides", contrôle technique des pulvérisateurs...). Cette étude fournit notamment des évaluations intéressantes des coûts administratifs associés aux instruments étudiés. Cependant, elle utilise une simple approche comptable, qui ne prend pas en compte les mécanismes économiques en jeu, et passe donc sous silence certains coûts et bénéfices. En outre, les calculs présentés sont basés sur l'étude de cas particuliers, dont les résultats sont ensuite extrapolés pour produire des chiffres à l'échelle européenne ; cette méthode peut induire de graves biais d'échantillonnage et d'extrapolation. Ces problèmes ont d'ailleurs été soulignés par les commentaires sur ce rapport diffusés par la Commission.

10.3. La différenciation spatiale des mesures

Si la contamination généralisée des différents compartiments de l'environnement par les pesticides peut conduire à souhaiter une réduction générale de leur utilisation, des objectifs devront être fixés et des outils choisis et calibrés pour atteindre ces objectifs *a minima* sur l'ensemble du territoire.

Cependant, les problèmes de pollutions se posent avec plus d'acuité par endroits. Certaines zones apparaissent plus sujettes (transferts des pesticides accrus par les conditions pédo-climatiques, présence de productions particulièrement polluantes...) et/ou sensibles (milieux écologiquement sensibles, présence d'activités incompatibles avec certains niveaux de contamination...) aux pollutions par les pesticides.

Les zones concernées sont actuellement : des espaces d'intérêt écologique (sites Natura 2000...), des périmètres de protection de captage d'eau destinée à l'alimentation en eau potable, ou des zones où les conflits d'usage de l'environnement sont importants (zones péri-urbaines, zones de production aquacole, bassins d'alimentation de ressources exploitées pour la production d'eaux minérales...).

La mise en œuvre de la DCE, par la recherche systématique des masses d'eau dont la qualité est compromise par des contaminations par les pesticides, va conduire à identifier de nouvelles zones "sensibles" : les bassins d'alimentation des masses d'eau au niveau desquels il faudra concevoir et appliquer des mesures visant à restaurer leur qualité.

Si des mesures calibrées pour réduire les effets des pollutions par les pesticides dans les zones les moins sensibles ont été prises, l'atteinte d'une réduction plus forte, rapide et/ou ciblée de l'utilisation des pesticides dans les zones plus sensibles nécessitera un ajustement local de ces mesures ou la mise en place d'instruments complémentaires.

La localisation des activités de production agricoles et notamment leur concentration est une donnée importante pour la régulation des pollutions d'origine agricole, d'autant plus cruciale que les objectifs de protection de l'environnement sont ambitieux. Aussi, la mise en œuvre effective de mesures sévères de protection de l'environnement peut se traduire par des modifications des modes de production, mais aussi des productions elles-mêmes, dans les zones les plus sensibles où la concentration d'activités polluantes est très importante. Cet aspect de la régulation des pollutions s'avère délicat en terme politique mais il n'en est pas moins essentiel.

►► A l'échelle d'un pays comme la France, il semble nécessaire d'envisager une combinaison d'instruments de régulation, afin de :

- résoudre un problème géographiquement hétérogène, soit en adaptant le niveau des instruments localement soit en n'utilisant certains instruments que dans des cas spécifiques ;
- tirer partie des avantages respectifs de chacun des instruments disponibles, certains étant plus indiqués que d'autres en fonction des situations considérées (intervention globale ou locale...).

11. Les instruments réglementaires

11.1. Réglementation concernant l'(éco)toxicité des produits phytosanitaires et les seuils de contamination

Le premier instrument est bien entendu la procédure d'homologation des produits phytosanitaires, fondamentale pour le contrôle de la toxicité/écotoxicité des produits mis en marché. Si la nécessité de cet instrument réglementaire est unanimement reconnue, les modalités de son utilisation sont parfois discutées. Ainsi, le renforcement récent des critères d'écotoxicité, qui a eu pour effet d'accroître significativement le coût de la mise en marché des pesticides, peut avoir des effets négatifs : il est par exemple montré que les dossiers déposés récemment concernent essentiellement des cultures correspondant à de gros marchés.

13. *Assessing the impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*, 2004.

Des évolutions sur certains points particuliers peuvent néanmoins être envisagées.

. Evaluation des risques et spécification d'usage pour l'homologation

L'analyse des risques environnementaux (cf. 3.) a mis en évidence l'intérêt de diverses améliorations :

- une actualisation des critères et des tests pour l'évaluation *a priori* des risques écotoxicologiques, pour les adapter à l'évolution de la nature chimique et des modes d'action des nouvelles molécules, intégrer les connaissances nouvelles éventuelles concernant les impacts sur les organismes et les écosystèmes... ;
- une spécification plus poussée des conditions d'utilisation des produits, comportant notamment des restrictions en fonction des types de sol, des conditions météorologiques, du type de pulvérisateur... ;
- la prise en compte du compartiment atmosphérique. Le groupe *Focus Air* y travaille actuellement, et un rapport comportant notamment une synthèse sur les outils de modélisation disponibles et un schéma d'évaluation paraîtra prochainement ;
- une meilleure prise en compte des interactions entre les substances actives et les autres formulants et les adjuvants, qui peuvent modifier fortement l'écotoxicité des préparations ;
- un développement du suivi post-homologation, qui est nécessaire pour assurer une évaluation *a posteriori* des risques écotoxicologiques et la détection des éventuels effets secondaires non identifiés avant l'AMM.

. Clarification de l'arbitrage entre risques et bénéfices d'une nouvelle substance

La façon dont s'opère, dans le système actuel, l'arbitrage entre les risques et les bénéfices (évalués par des instances différentes) que présente un nouveau produit, a suscité un certain nombre d'interrogations. La nouvelle Loi d'orientation agricole devrait comporter la création d'une Agence nationale des intrants végétaux (ANIV), rattachée à l'AFSSA. Elle serait chargée de l'évaluation des risques mais aussi de celle des bénéfices, ce qui devrait rendre l'arbitrage plus transparent. L'homologation resterait du ressort du ministère de l'agriculture.

► Il convient d'être attentif aux effets de la réglementation sur les choix des firmes productrices de pesticides : plus la procédure d'homologation est contraignante, moins les firmes sont incitées à créer de nouveaux produits et à demander des AMM pour les cultures ne représentant que de petits marchés (risque de "cultures orphelines"). Un renforcement des conditions d'utilisation des produits (interdiction d'usage dans certains milieux...), à condition que celles-ci puissent effectivement être contrôlées, pourrait permettre d'autoriser davantage de produits dans les zones ne présentant pas de risques particuliers.

. Réglementation concernant les contaminations

Des normes de contamination maximale n'existaient jusqu'à présent que pour les ressources destinées à la production d'eau potable. La question se pose désormais pour la dimension environnementale, avec la définition, dans le cadre de la DCE, de normes de qualité des eaux, qui devraient reprendre celles retenues pour la potabilité. Or il apparaît (cf. 3.1.) que pour certaines substances, les concentrations prédites sans effet, déterminées lors de l'évaluation du risque écotoxicologique pour les milieux aquatiques, sont inférieures au seuil de 0,1 µg/l. La mise sur le marché de molécules actives à des doses d'emploi beaucoup plus faibles que celles des substances plus anciennes pose la question de la pertinence des seuils actuels.

11.2. Réglementation concernant les conditions d'utilisation

. Contrôle technique des pulvérisateurs

Des contrôles volontaires, qui ont débuté en 1995 et permis de vérifier 20 000 appareils en service, ont montré que 40% des appareils étaient en bon état, 40% à remettre en état dès que possible et 20% à remettre en état avant utilisation. Ce constat motive l'instauration d'un contrôle périodique obligatoire des pulvérisateurs, qui est prévue dans le cadre de la Loi sur l'Eau.

Toutefois, le bon état des appareils est une condition nécessaire, mais non suffisante pour réduire les pertes de pesticides lors de l'application : la dérive, par exemple, dépend beaucoup du réglage de l'appareil et du respect des conditions météorologiques lors de la pulvérisation...

. Restrictions à l'application de mélanges

Le ministère chargé de l'agriculture tente d'encadrer l'épandage de mélanges de pesticides, avec dans un premier temps l'établissement d'une liste positive des mélanges autorisés, abandonné au profit d'un projet de liste des mélanges interdits. Ces restrictions sont fondées sur des règles de non-association de produits auxquels sont attribués certains qualificatifs ou phrases de risques... et non sur une connaissance des interactions entre les substances actives et de leurs effets sur les organismes. De toute façon, il n'est pas envisageable d'acquérir des références sur toutes les combinaisons possibles de SA, de produits de dégradation et d'adjuvants.

. Permis de traiter

Actuellement, en France, seuls les applicateurs de pesticides intervenant chez des tiers sont soumis à l'obligation d'obtenir une autorisation. Une extension à tous les utilisateurs de produits phytosanitaires d'un système obligatoire de formation et de certification est proposée dans la Stratégie thématique européenne. Rien ne paraît s'opposer, sur

le principe du moins, à un projet de ce type. Plusieurs pays (Danemark, Italie) ont déjà instauré un tel permis, ou rendu au moins obligatoire le suivi d'une formation de tous les professionnels utilisant des produits phytosanitaires.

► Les réglementations portant sur les pratiques posent la question de leur contrôle, de la possibilité de mettre en évidence des infractions hors flagrant délit, et de leur pertinence/efficacité si elles fixent des obligations de moyens.

11.3. Les normes et/ou interdictions locales d'utilisation

Dans les zones les plus sensibles, il est justifié de mettre en place des normes d'utilisation plus contraignantes, telles que des quotas d'utilisation de pesticides (régulation des quantités à caractère obligatoire) ou des interdictions d'utilisation (concernant une substance active, un type d'espace...).

. Normes ou quotas d'utilisation de pesticides

L'étude des coûts administratifs montre que les systèmes de quotas sont très coûteux à gérer : ils imposent beaucoup de transferts d'informations entre les agriculteurs, les vendeurs de pesticides et le régulateur, pour définir une norme adaptée aux conditions pédoclimatiques et aux caractéristiques de l'exploitation agricole, puis pour contrôler son respect. Cette logique tend à exclure l'utilisation à grande échelle de normes et quotas d'utilisation de pesticides, et à privilégier des mesures d'interdiction (quota d'utilisation nul), plus faciles à contrôler (il est difficile de vérifier qu'un pesticide a été utilisé dans des limites fixées). Ces systèmes de quotas présentent en outre l'inconvénient de "fixer" une consommation de pesticides, ce qui est contraire au principe même du raisonnement des traitements.

Ces instruments sont donc à réserver plutôt aux zones sensibles ou à la gestion de problèmes aigus.

Les préfets ont la possibilité, actuellement pour protéger des ressources en eau potable, de prendre des arrêtés restreignant ainsi localement l'utilisation d'un pesticide (en cas de dépassement des normes de potabilité).

Dans le cas d'atteintes à l'environnement jugées inacceptables, des mesures plus drastiques doivent pouvoir être envisagées, qui pourraient remettre en cause localement certaines productions. Les lois concernant les installations classées sont généralement bien acceptées puisqu'elles permettent d'organiser *ex ante* la localisation des activités de production polluantes ou potentiellement dangereuses. La même logique peut être utilisée pour réorganiser *ex post* la localisation d'activités polluantes, notamment lorsque celles-ci se sont mises en place en négligeant leur impact sur l'environnement ou lorsque la nature des conflits d'usage a évolué (par exemple en zone péri-urbaine). De telles interdictions doivent être accompagnées de subventions à des productions compatibles avec les restrictions décidées.

. Restrictions spatiales dans le cadre de la conditionnalité des aides européennes

La France a choisi de retenir comme BCAE (Bonnes conditions agri-environnementales) l'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau. Ce dispositif assure à la fois l'existence d'une zone non traitée et, dans la majorité des cas du moins, une protection du cours d'eau contre des ruissellements chargés en pesticides. Cette mesure présente l'intérêt d'être aisée à vérifier.

12. Les incitations économiques à la réduction d'utilisation des pesticides

La mise en évidence (cf. 5.) du poids du faible prix relatif des pesticides dans leur niveau d'utilisation actuel conduit les économistes à considérer qu'il sera nécessaire de réduire cette rentabilité des produits phytosanitaires si l'on souhaite diminuer leur consommation.

12.1. Réduction de l'intérêt économique des pesticides par la taxation

Pour un problème comme celui des pollutions par les pesticides, l'application des critères d'efficacité économique montre des avantages substantiels à une régulation par les taxes.

. Les avantages des taxes

La principale qualité de la taxation des pesticides est qu'elle permet, de manière directe, d'accroître le coût relatif de l'utilisation de ces intrants, et donc d'en réduire l'intérêt pour les agriculteurs. Elle possède également d'autres propriétés intéressantes en tant qu'instrument de régulation :

- Parce qu'elle impose peu de coûts d'élaboration et de gestion, et surtout très peu de coûts de contrôle, la taxation a un coût administratif nettement inférieur à celui d'autres instruments (subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides, normes ou quotas d'utilisation).

- Les taxes peuvent être adaptées aux niveaux de toxicité et d'écotoxicité des produits phytosanitaires, ce qui permet d'orienter à la fois les choix des utilisateurs et des producteurs de pesticides.

- Elles peuvent être mises en place progressivement, selon un calendrier pré-établi ou en fonction des résultats obtenus en terme de réduction d'utilisation, ce qui permet aux agriculteurs d'anticiper les effets des taxes et

d'organiser leurs choix de production et/ou de pratiques pour minimiser ces effets dans le présent et tenter de les éviter dans l'avenir.

- Elles n'imposent aucune pratique particulière aux agriculteurs, leur laissant le choix des solutions techniques à adopter.

- En réduisant la rentabilité de la lutte chimique, elles favorisent la demande de pratiques économes en pesticides par les agriculteurs, et peuvent par ailleurs stimuler la mise en place d'un marché du conseil en protection phytosanitaire.

- Les taxes ont de bonnes propriétés incitatives à long terme : elles constituent un signal clair et une incitation incontournable en faveur de la mise au point et de l'utilisation de nouvelles méthodes alternatives à la lutte chimique (logique d'innovations induites).

Enfin, un système de taxation a l'avantage de générer des ressources budgétaires, même si cet avantage est parfois un peu surestimé.

. Le niveau de la taxation

Ses coûts administratifs faibles font de la taxation un instrument à mettre en place à grande échelle, et donc à utiliser pour atteindre l'objectif de réduction d'utilisation de pesticides fixé pour les régions hors zones sensibles. Cependant pour que la taxe puisse remplir son rôle, c'est-à-dire atteindre l'objectif de régulation environnementale qu'on s'est donné, il faut que son taux soit suffisamment incitatif et calculé en fonction de l'objectif fixé. Aussi, la mise en place d'un système de taxation doit s'inscrire dans le cadre de discussions et de négociations en vue de définir préalablement l'objectif de réduction des utilisations de pesticides.

Encadré 22

La taxation des produits phytosanitaires

. La Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) en France

La TGAP a été instituée en 1999 et étendue "aux produits antiparasitaires à usage agricole et aux produits assimilés" en 2000. Le fait générateur de la taxe est la première livraison sur le marché national ; elle est donc collectée auprès des 12 à 13 000 distributeurs sur le territoire français. La taxe est assise sur le poids des substances classées dangereuses qui entrent dans la composition des produits. Ces substances sont réparties en sept catégories affectées d'un taux unitaire spécifique (de 0 à 1677 €/tonne) en fonction de leurs caractéristiques écotoxicologiques et toxicologiques.

Sur l'ensemble de la période 2000-03, les recettes de cette taxe sont en moyenne de 32 M€ par an, soit moins de 2% des factures de pesticides en France. Le poids de cette taxe est donc très faible par rapport au prix des pesticides et on ne peut donc guère escompter qu'elle ait modifié le comportement des agriculteurs.

. Le projet de redevance français

Le projet de Loi sur l'eau et les milieux aquatiques prévoit l'abandon de la TGAP au profit d'une redevance perçue par les Agences de l'Eau sur les quantités de pesticides. Cette redevance ne distinguerait plus pour les substances que deux taux de toxicité pour l'homme (pas d'objectif environnemental), et une partie de son produit serait versée aux agriculteurs mettant en œuvre des techniques réduisant la pollution de l'eau par les pesticides.

Le taux de redevance envisagé n'est guère plus élevé que celui de la TGAP : le montant des recettes espéré est de 40 M€, ce qui représenterait 2,2% des ventes de pesticides de la campagne 2003-04 (1771 M€). Ce montant serait donc inférieur au seul coût des traitements de potabilisation des eaux contaminées par les pesticides, que les agences de l'eau estiment déjà actuellement entre 50 et 100 M€ – et qui sont amenés à croître, la stratégie de substitution lorsqu'une ressource en eau s'avérait trop contaminée atteignant ses limites.

Ce faible taux de redevance, et le fait que moins de 30% des recettes seront redistribués aux agriculteurs économes en pesticides, font que cette nouvelle disposition risque d'être, elle aussi, peu incitative.

. Les expériences étrangères

Au Danemark (cf. Encadré 20), les premières taxes, instaurées en 1986, étaient faibles (3%). Elles ont été augmentées en 1996 et portées à 13% sur les herbicides et fongicides, et 27% sur les insecticides, puis à nouveau accrues en 1999, pour atteindre 33 et 54% respectivement.

En Norvège, les taxes sont différenciées en fonction de la toxicité des produits. Les produits destinés aux jardiniers amateurs supportent des taxes bien plus élevées.

Fixée à un taux faible, la taxe permet la collecte de fonds, mais n'a pas d'effet sur la consommation du produit taxé (cas de la TGAP instaurée en France en 2000 ; voir Encadré 22).

Les taxes peuvent facilement être différenciées selon le niveau de toxicité et/ou d'écotoxicité des matières actives, pour orienter les utilisations actuelles et le développement des futurs pesticides.

Une différenciation régionale des taux (pour moduler localement leur effet) est en revanche difficile : elle génèrerait des coûts de contrôle (pour éviter que les agriculteurs des régions à taux de taxe faibles n'achètent des pesticides pour les revendre aux agriculteurs des zones à taux élevés) trop importants.

. Montant et affectation du revenu de la taxe

La taxe, bien que ce ne soit pas son objectif premier, génère un revenu que l'Etat peut choisir d'utiliser à sa convenance. Aucun argument économique ne montre *a priori* que le produit de la taxe doit nécessairement être utilisé pour le financement de mesures mises en place au niveau du secteur taxé (principe d'une redevance¹⁴). Il est cependant évident que le "retour" du produit de la taxe vers le secteur sur lequel elle est prélevée facilite la mise en place de la taxation au niveau politique.

S'il est décidé que le revenu de la taxation doit servir à financer des mesures d'aides au secteur taxé, il convient de faire attention à ce que la question du niveau de cette redevance ne se transforme pas en une question sur les opérations à financer. En effet, les représentants du secteur taxé auront tendance à chercher à abaisser le niveau de la redevance en minimisant l'ampleur des opérations à financer.

. Taxation et revenu des agriculteurs

La taxation des pesticides fait peser l'essentiel de la charge de la régulation des pollutions sur les agriculteurs et sur les producteurs et distributeurs de pesticides.

Si les pouvoirs publics désirent compenser les effets des taxes sur le revenu des agriculteurs (pour mieux répartir le coût social de la régulation ou pour d'autres raisons), il est important qu'ils choisissent des instruments qui ne remettent pas en cause l'effet incitatif des taxes. Décider, par exemple, de n'instaurer qu'une taxe faible pour ménager le revenu des agriculteurs revient finalement à réduire l'objectif environnemental fixé.

De fait, réduire les utilisations de pesticides et soutenir le revenu des agriculteurs sont deux objectifs distincts. S'il est décidé d'utiliser des taxes pour le premier objectif, le meilleur moyen de remplir le second est de verser des compensations directement aux agriculteurs (des aides à l'hectare cultivé si l'objectif est l'occupation du territoire, des aides par actif agricole s'il s'agit de préserver l'emploi agricole...). Ces compensations ont l'avantage d'être conformes au principe de conditionnalité des aides européennes et aux règles de l'OMC.

12.2. Les subventions aux pratiques économes en pesticides

Il convient de distinguer les subventions (transitoires) à l'adoption d'une technique et celles (non limitées dans le temps) à l'utilisation de la technique.

. Les inconvénients de la subvention à l'utilisation de pratiques peu polluantes

Si formellement et à court terme, taxation d'une pratique à dissuader et subvention de la pratique alternative à promouvoir sont équivalentes, les critères d'efficacité économique conduisent à privilégier la taxation. Les subventions à l'utilisation de pratiques peu polluantes (régulation par les quantités à caractère volontaire) présentent en effet plusieurs inconvénients : coût d'élaboration élevé, difficultés et coût de contrôle, caractère peu incitatif et risque d'effets à long terme négatifs.

Conçus de manière à être adaptés au cas par cas, ces contrats pour utilisation de bonnes pratiques sont très coûteux à définir (définis de manière homogène, ils sont inutilement contraignants pour certains agriculteurs et sans intérêt pour d'autres). Ils nécessitent ensuite la mise en place d'un système de contrôle/sanction onéreux.

Ces subventions ont un effet incitatif limité à l'utilisation des pratiques subventionnées, dont la liste est de plus limitée aux pratiques facilement vérifiables. Elles génèrent peu d'incitations à innover en terme d'économies de pesticides puisque les pratiques subventionnées sont prédéfinies. Les subventions peuvent aussi avoir des effets pervers à long terme parce qu'elles favorisent la rentabilité du secteur aidé ; cet effet peut se traduire (si les entrants dans le secteur ont eux aussi droit aux subventions) par un développement de ce secteur qui, à terme, peut générer plus de pollutions que dans la situation initiale.

Utiliser ces instruments comme base de la régulation des pollutions par les pesticides, c'est-à-dire comme mesure globale, sur l'ensemble du territoire, paraît donc économiquement peu pertinent. Ce type de subvention est à réserver à des situations particulières telles que les zones sensibles (cf. infra).

. Les justifications de la subvention à l'adoption de pratiques innovantes

Les pratiques économes en pesticides devant être testées puis adaptées localement, leur adoption génère des coûts spécifiques, en terme de travail d'observation, de prise de risque et/ou de perte de revenu (cf. 5.). En l'absence

14. Au sens administratif, on distingue la taxe, dont le revenu est versé au budget général de l'Etat, et la redevance, dont le revenu est affecté à une utilisation particulière.

d'intervention publique, l'adoption de pratiques innovantes peut être limitée et lente, même lorsque l'intérêt de cette pratique est avéré.

L'intervention de l'Etat peut se justifier lorsque les pratiques innovantes génèrent un bénéfice social et que leur adoption est caractérisée par des effets de réseau. L'Etat peut alors subventionner la phase d'adoption de ces pratiques, pour aider les agriculteurs "précurseurs" à supporter les coûts spécifiques d'adoption, et donc à amorcer le processus de diffusion des nouvelles pratiques (les précurseurs servant d'exemple et de producteurs d'informations pour leurs voisins). Ces aides financières peuvent aussi être attribuées à des structures collectives telles que des groupements de développement agricole.

Il est important de rappeler que les subventions pour adoption de pratiques innovantes (recommandées par l'UE) n'ont de justifications que si elles sont transitoires. Ces subventions ne doivent être utilisées que lorsque les pratiques concernées s'avèreront rentables une fois maîtrisées, c'est-à-dire ne nécessitent pas d'aides en régime de croisière. Dans le cas contraire, la logique des subventions est radicalement différente.

. Les approches contractuelles en zones sensibles

Lorsque la situation ne justifie pas l'instauration locale de normes contraignantes et notamment d'interdictions d'utilisation des pesticides, des approches contractuelles peuvent être utilisées. Ces mesures contractuelles donnant "droit" à des compensations sont admises dans la logique de l'UE, puisqu'elles demandent aux agriculteurs des efforts qui vont au-delà des *minima* requis ailleurs.

Sont concernées des pratiques non rentables même lorsqu'elles sont maîtrisées, dans les conditions de marché existantes. Une aide publique permanente peut se justifier si ces pratiques induisent des bénéfices sociaux non rémunérés par le marché, comme c'est largement le cas pour la qualité de l'environnement.

La palette des instruments disponibles est large : des contrats individuels co-financés par l'UE dans le cadre des MAE (Mesures agri-environnementales) à des approches collectives, par exemple lorsqu'il convient de réduire la concentration de pesticides dans une rivière (approches par bassins versants).

Ces aides à l'utilisation de pratiques (très) économes en pesticides restent onéreuses, même lorsqu'elles ne sont employées que localement.

Ainsi, le coût administratif du dispositif des MAE européennes est estimé au niveau du coût des subventions versées aux agriculteurs (pour 1€ versé aux agriculteurs, 1€ doit être dépensé par les institutions en charge de ces mesures). Des analyses montrent cependant que cette situation tient beaucoup au nombre très élevé de contrats proposés, au fait que chaque contrat est adopté par peu d'agriculteurs et à la relative nouveauté du dispositif. Un nombre plus important d'adoptants permettrait de répartir certains coûts fixes, et une plus grande expérience de ces contrats permettrait d'exploiter des effets d'apprentissage.

Des démarches contractuelles peuvent aussi être mises en oeuvre dans le cadre d'accords privés, lorsque la "victime" des pollutions a intérêt à aider le pollueur à réduire ses émissions, et dispose des moyens financiers nécessaires pour le faire.

C'est ainsi que la société des eaux de Vittel a organisé et subventionné la conversion à l'agriculture biologique dans l'aire d'alimentation des nappes qu'elle exploite, pour enrayer l'augmentation des taux de nitrates dans ces ressources. Dans ce cas, la société Vittel S.A. a implicitement reconnu aux agriculteurs "le droit à polluer" et, *via* les contrats qu'elle leur a proposés, leur a racheté ce droit. Cette logique est similaire à celle utilisée par l'UE concernant la compensation des efforts demandés aux agriculteurs lorsque ces efforts vont au delà du simple respect de la réglementation générale (*a minima*). Ici, la compensation est versée par Vittel, et non par les pouvoirs publics, dans la mesure où la firme est la principale bénéficiaire des efforts fournis par les agriculteurs.

L'efficacité des instruments utilisés localement est d'autant plus importante (et leurs coûts de mise en place sont d'autant moins élevés) que les instruments globaux jouent leur rôle. Le système de taxation diminue d'autant les subventions (ou compensations) à verser aux agriculteurs pour l'adoption des contrats proposés localement.

►► La taxation réunit plusieurs avantages (faibles coûts administratifs, souplesse, effets incitatifs à court et long termes), qui en font l'instrument privilégié par les économistes. Pour être efficace, elle doit être fixée à des taux réellement dissuasifs, qui peuvent être atteints progressivement, mais selon un calendrier annoncé et crédible.

Elle stimule aussi l'offre de pratiques plus économes et de méthodes alternatives à la lutte chimique. En ce sens, la taxation sert d'"aiguillon" à toute mesure visant à l'adoption et à l'utilisation des pratiques économes en pesticides.

De fait, la taxation tend à rendre inutiles les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides. Cependant de telles subventions peuvent être envisagées transitoirement pour encourager et accélérer l'adoption de pratiques innovantes ou de manière plus permanente dans un cadre contractuel, spécifique aux zones sensibles.

Le principal inconvénient de la taxe est son coût pour les agriculteurs, qu'il est possible de compenser éventuellement, dans certains cas particuliers (non-viabilité de productions ou d'exploitations que la société souhaite maintenir), par des aides directes au revenu. En outre, la taxe ne peut suffire à elle seule, et des mesures d'accompagnement plus globales concernant l'environnement technologique et économique s'avèrent nécessaires.

13. Actions plus globales sur l'environnement technologique et économique

13.1. Aides à l'organisation de l'environnement technologique

La mise en place d'un environnement technologique favorable à l'efficacité technique d'un secteur de production peut avoir des effets importants en terme de compétitivité ou de protection de l'environnement. Concernant la régulation des pollutions par les pesticides, les pouvoirs publics ont un rôle important à jouer au niveau de la recherche agronomique et du conseil agricole.

. Le financement de la recherche agronomique

L'intervention de l'Etat se justifie lorsque certaines innovations ont des caractéristiques de bien public qui les rendent peu intéressantes à produire par des entreprises privées. Les pratiques culturales (mise au point d'itinéraires techniques de production à bas niveaux d'intrants...) notamment peuvent difficilement faire l'objet de brevets qui permettraient à leurs concepteurs de s'approprier une partie des bénéfices liés à leur utilisation. Les entreprises privées ne sont pas non plus toujours prêtes à investir dans des innovations dont les débouchés seront de toute façon limités (méthode de lutte biologique pour une "petite" production...) ou dans des travaux exploratoires (amélioration génétique sur des critères nouveaux...). La recherche publique a donc un rôle crucial à jouer dans la conception et la mise au point de méthodes de protection et de systèmes de cultures économes en pesticides.

Il est ensuite important de diffuser l'information concernant les effets à attendre des techniques ainsi développées. Si les agriculteurs savent que l'utilisation des pesticides sera lourdement taxée ou sévèrement réglementée à l'avenir, ils seront demandeurs de pratiques économes en pesticides ; néanmoins, ils ne les adopteront que s'ils sont convaincus que les bénéfices économiques attendus de leur utilisation sont potentiellement importants et que l'incertitude entourant leurs effets est faible.

. L'aide à certaines formes de conseil et à la formation

Si l'évolution du contexte réglementaire et économique peut favoriser l'émergence d'un secteur privé de conseil en protection phytosanitaire, ce conseil payant ne concernera *a priori* que des informations spécifiques à une exploitation agricole. Les informations qui se définissent à des échelles spatiales plus larges sont en effet difficilement valorisables pour une entreprise privée (il suffit que les agriculteurs concernés se regroupent pour en partager le coût d'achat). Aussi la production et la diffusion des prévisions d'infestations à l'échelle d'une petite région agricole ont-elles été traditionnellement organisées par les SRPV *via* les Avertissements agricoles. Cependant d'autres modes d'organisation peuvent être imaginés, comme par exemple des subventions à des firmes privées, des organismes techniques ou des groupements d'agriculteurs qui assureraient aussi la "remontée" de données du terrain et contribueraient à la production d'informations à caractère public.

Enfin, le rôle primordial des connaissances agronomiques dans la mise en oeuvre des pratiques plus économes en pesticides justifie l'investissement de l'Etat dans les instruments visant à la formation, initiale et continue, des agriculteurs (aménagement de l'enseignement agricole, financement de formations spécifiques, aides à l'acquisition de formations payantes...).

Les propositions du projet de Plan Pesticides privilégient pour l'instant la protection de l'applicateur et la formation à la prévention des risques liés à l'exposition, et n'envisagent pas la formation à la diversification des méthodes de protection phytosanitaires.

13.2. Agir sur les relations entre le secteur agricole et les secteurs en aval et en amont

Les mesures précédentes ne concernent que l'utilisation et la qualité des pesticides et s'adressent principalement aux agriculteurs. Or il peut être intéressant d'associer d'autres secteurs que le secteur agricole ou celui de la production des pesticides, et de soutenir des initiatives plus globales.

. Relations avec les consommateurs et la distribution des biens alimentaires

Le soutien à des formes d'agriculture plus respectueuses de l'environnement peut intervenir au niveau de la production, mais peut également se traduire par des mesures visant au développement de marchés spécifiques : politique de labels, campagnes de sensibilisation des consommateurs, développement de canaux spécifiques de commercialisation ; accords entre l'Etat, la grande distribution et les agriculteurs, entre l'Etat et les transformateurs...

Une telle politique est déjà appliquée aux Pays-Bas, en Californie ou en Angleterre et elle est envisagée pour l'ensemble des Etats-Unis et par le Danemark. Ces pays mettent en place et promeuvent divers écolabels, pour encourager les consommateurs à exprimer leurs préférences pour des produits issus de formes d'agriculture réellement respectueuses de l'environnement.

L'option de l'agriculture biologique (AB) paraît intéressante dans ce contexte. En effet, si des mesures d'interdiction des pesticides devaient être mises en place localement, l'agriculture biologique offrirait une alternative aux agriculteurs concernés. Elle est d'ailleurs utilisée par différents acteurs économiques (société des eaux de Vittel...) ou institutionnels (municipalités comme Munich) pour protéger des ressources en eau.

L'AB présente plusieurs atouts : elle repose sur un cahier des charges transparent ; ses produits ne sont pas soumis aux mêmes contraintes que les produits standards, notamment en terme d'aspect et de durée de conservation pour les produits frais ; elle peut, dans une certaine mesure, s'auto-financer lorsque ses produits sont bien valorisés par le marché ; des débouchés pourraient être développés à l'exportation, notamment vers les pays scandinaves, l'Allemagne ou la Suisse. Le développement des marchés de produits biologiques aurait l'avantage de permettre à certains consommateurs d'exprimer leurs préférences et de participer au financement des politiques de réduction des pollutions *via* l'achat de produits plus onéreux.

. Relations avec l'agro-alimentaire

Les efforts de certaines grandes enseignes en faveur des produits de l'agriculture biologique ou, à un degré moindre, de l'agriculture raisonnée, montrent que la grande distribution peut trouver un intérêt à ce type d'opération, notamment en termes d'image. Le partenariat de la distribution est nécessaire, notamment en raison du rôle des pesticides sur la conservation et l'aspect des produits frais.

Dans une logique similaire, les transformateurs des produits agricoles peuvent influencer sur les pratiques phytosanitaires des agriculteurs par l'adaptation de leurs cahiers des charges. Là encore des accords pourraient être passés entre l'Etat et les transformateurs. Malheureusement il est difficile d'estimer l'impact potentiel de ces accords, cette question n'ayant pas réellement été étudiée.

. Relations avec l'agro-fourmiture

Il convient de clarifier le rôle des vendeurs de pesticides vis-à-vis du conseil en protection phytosanitaire, et d'analyser plus finement l'idée parfois avancée que les structures qui commercialisent les pesticides pourraient compenser une baisse de leurs ventes de produits par la vente de conseil.

Le cas de la médecine humaine, où conseil, prescription et vente de médicaments sont assurés par des agents différents peut être fournir un cadre de réflexion. La vente des pesticides pourrait être assurée, comme actuellement, par les coopératives d'approvisionnement ou des entreprises privées ; la prescription, par des acteurs autonomes, indépendants de la vente (compétences présentes dans les Chambres d'agriculture, les SRPV et FREDON ; organismes de conseil privé) ; la fonction de conseil assumée par des instituts techniques, des organismes de recherche, la presse spécialisée.

13.3. Articulation avec les politiques agricoles et les autres politiques environnementales

Jusqu'à présent, le problème de la régulation des pollutions par les pesticides a été considéré de manière isolée. Or, tout au moins pour certaines cultures, il est évident que des mesures visant à réduire les autres pollutions d'origine agricole auront d'étroites relations avec les mesures de régulation de l'utilisation des pesticides, en raison notamment des liens existant entre la fertilisation et la protection phytosanitaire au niveau agronomique. L'intérêt de la coordination entre les politiques de régulation des différents polluants d'origine agricole est, semble-t-il, insuffisamment étudiée.

. Les évolutions de la PAC

Ces évolutions peuvent avoir des effets sur les choix de productions et d'objectifs de rendement des agriculteurs, et donc sur les questions phytosanitaires ; elles offrent aussi des opportunités.

La réforme de la PAC adoptée en 2003 aura certainement un impact sur l'utilisation des pesticides. Il conviendrait par exemple d'étudier quels pourront être les effets du nouveau mode d'attribution des aides du premier pilier, désormais largement déconnectées de la production (rendements et assolements). Cette réforme conduira à la diminution des productions les plus aidées, notamment le maïs (irrigué). En ce sens, cette réforme diminue les interférences possibles entre aides aux cultures et politiques environnementales. En outre, les aides directes assurent un revenu fixe aux producteurs de grandes cultures, ce qui leur autorise certaines prises de risque. Par rapport à la réduction de l'utilisation des pesticides, cette réforme peut avoir des effets positifs ou négatifs, notamment parce qu'elle est susceptible d'induire d'importantes modifications d'assolement.

Les dernières réformes de la PAC ont mis en avant la multi-fonctionnalité de l'agriculture (et notamment son rôle dans l'entretien des territoires ruraux et la qualité de l'environnement...) pour justifier le maintien des aides agricoles. La prise en compte de cette multi-fonctionnalité doit intervenir lors de la définition des objectifs de la régulation environnementale, et non ensuite, lors du choix des instruments de cette régulation (pour éventuellement contester des outils qui pourraient avoir des effets négatifs sur d'autres aspects de la multi-fonctionnalité).

La préparation du prochain Règlement de développement rural (RDR) et les perspectives d'approfondissement de la conditionnalité des aides peuvent donner l'opportunité de concevoir des mesures répondant mieux à un objectif de réduction d'utilisation des pesticides.

L'article 69 de la réforme de la PAC donne la possibilité d'aider des formes d'agriculture respectueuses de l'environnement (dont l'AB, qui ne bénéficie en France que d'une aide à la conversion).

. La gestion des risques en agriculture

La Stratégie thématique européenne envisage la mise en place de systèmes d'assurance garantissant une indemnisation en cas de pertes, afin de minimiser les applications pesticides préventives.

La question, plus large, de la gestion des risques en agriculture fait l'objet de divers rapports depuis quelques années. Deux options existent : la logique de contrats conclus pour une culture et un type de risque par exemple (approche utilisée aux Etats-Unis) ; l'instauration d'un système d'assurance très mutualisé (contrats multirisques et multiproductions, adoptés par le plus grand nombre possible d'agriculteurs), envisagée pour les risques climatiques mais qui pourrait vraisemblablement être étendue à d'autres risques, notamment phytosanitaires (qui dépendent plus ou moins directement des effets climatiques).

Cette seconde option mériterait d'être explorée, mais il convient de rappeler que si l'assurance permet d'accroître à coup sûr la stabilité des revenus d'exploitation puisqu'elle est définie dans ce but, sa rentabilité (ou tout au moins son équilibre financier) et son effet sur l'utilisation des pesticides sont loin d'être garantis. L'expérience américaine en atteste, même si l'approche utilisée correspond à l'autre option et si les pratiques culturelles américaines et européennes diffèrent sensiblement pour certaines productions.

L'assurance financière des récoltes peut jouer un rôle important pour les cultures spéciales (et notamment les cultures pérennes). Toutefois cette approche ne permettra une réduction importante des utilisations de pesticides que si la part des pesticides utilisée pour "assurer" la production est elle-même importante.

►► Les mesures mentionnées ici ne sont bien évidemment pas les seules envisageables. Il semble cependant que leurs propriétés et leur cohérence leur confèrent une certaine efficacité économique. L'exemple danois montre qu'une politique de régulation fondée sur un ensemble de mesures associant une taxation incitative et diverses mesures de soutien à la mise en oeuvre de pratiques plus économes en pesticides, est concrètement réalisable.

►► Il convient de distinguer le cas des zones sensibles, qui requièrent une réduction plus forte de l'utilisation des pesticides et donc la mise en place d'instruments complémentaires ; ces situations peuvent justifier le recours à des mesures plus onéreuses.

►► Etant donnée la complexité du problème des pollutions par les pesticides, il est indispensable d'adapter l'horizon temporel aux objectifs environnementaux fixés. Plus un objectif de réduction de l'utilisation des pesticides est ambitieux, plus il est nécessaire d'envisager des politiques de long terme. Il est en effet nécessaire de laisser le temps aux différents agents concernés (agriculteurs, distributeurs et producteurs de pesticides, organismes techniques, organismes de recherche, services de conseil...) de trouver les meilleures solutions aux évolutions réglementaires ou économiques. L'engagement dans une politique de régulation doit cependant être marqué rapidement par un signal fort.

Trois niveaux d'objectifs

En se fondant sur l'analyse de la bibliographie réalisée, il est possible de rendre compte, à travers 3 niveaux d'objectifs aux ambitions de plus en plus marquées, des voies possibles pour une amélioration de la situation actuelle, en terme de réduction de l'utilisation des pesticides et de leurs impacts sur l'environnement.

. Niveau d'objectifs "T" (comme transfert) : limiter les transferts de pesticides.

Ce niveau, qui suppose donc l'utilisation de pesticides, correspond à la mise en œuvre d'actions visant à limiter les contaminations par les produits utilisés et leur impact. Il rassemble les actions correctives qui i) ne mettent pas a priori en jeu une réduction de l'utilisation des pesticides par rapport aux doses préconisées, ii) promeuvent les itinéraires techniques optimaux au plan environnemental au sein de la gamme d'itinéraires d'usage courant, iii) préconisent des aménagements spécifiques du paysage ou l'exploitation de zones tampons naturelles.

En terme opérationnel, le niveau T se décline en 4 points : adapter les usages de produits phytosanitaires aux conditions de milieu, limiter la dispersion au moment de l'application de produits, limiter les transferts pouvant intervenir après l'application dans la parcelle traitée et piéger les fuites éventuelles au-delà de la parcelle.

Il repose sur l'utilisation de techniques connues, qui sont mises en place dans des fermes expérimentales ou par un nombre souvent limité d'agriculteurs, et dont la diffusion reste lente. Aussi efficaces soient-elles, ces mesures trouveront leurs limites en cas de fortes utilisations de pesticides ou de conditions pédo-climatiques particulières. A contrario, même si la relation n'est pas linéaire, des ambitions moindres peuvent être placées sur ce niveau d'objectifs au fur et à mesure que les réductions d'utilisation des pesticides sont obtenues.

. Niveau d'objectifs "R" (comme raisonnement) : réduire la consommation de pesticides par un raisonnement accru de leur utilisation.

Les décisions de traitement sont de plus en plus raisonnées mais le raisonnement n'est pas indépendant du niveau d'information accessible sur l'état sanitaire des cultures, des outils d'aide à la décision disponibles, du contexte économique et du comportement des décideurs face au risque, autant d'éléments sur lesquels il est possible d'agir par des moyens techniques ou des instruments socio-économiques.

Cet objectif peut être décliné en 6 sous-objectifs : Mieux apprécier la pertinence du traitement, ou du programme de traitement ; Choisir le produit le plus adapté ; Cibler, améliorer l'efficacité du traitement ; Mieux gérer les risques d'apparition de résistances ; Améliorer la connaissance des pratiques et des conseils ; Promouvoir l'auto-évaluation des pratiques et des conseils.

Des connaissances existent, qui peuvent être mobilisées dès maintenant. Pour faciliter cette mobilisation, il semble nécessaire, d'une part d'inciter à la moindre utilisation de pesticides via l'instauration de taxes à un niveau suffisamment dissuasif, d'autre part de soutenir toute évolution de la formation, de l'information et du conseil afin d'aider au raisonnement, sans doute au travers de nouvelles structures moins dépendantes de la commercialisation des pesticides.

. Niveau d'objectifs "S" (comme systèmes) : réduire la consommation de pesticides par des systèmes de culture limitant les risques phytosanitaires.

C'est sur le choix de systèmes de culture qui réduisent les risques de développement de bio-agresseurs que repose la stratégie de protection des cultures. Ces systèmes sont à concevoir à l'échelle locale ou régionale, en fonction des caractéristiques pédo-climatiques et des profils de bio-agresseurs. Plus les objectifs de réduction des pesticides seront ambitieux et plus les systèmes actuels devront être remaniés. De nombreux éléments peuvent contribuer à la construction de ces systèmes de culture à faible risque parasitaire : le choix de variétés moins sensibles aux bio-agresseurs, une gestion du couvert cultivé défavorable aux bio-agresseurs, des stratégies mixtes de désherbage pour certaines cultures annuelles, l'enherbement des inter-rangs en cultures pérennes, la lutte biologique, la gestion des intercultures, le raisonnement des successions et/ou des associations culturales, une coordination territoriale (mosaïque de cultures, aménagements)...

Pour ces objectifs ambitieux mais sans doute nécessaires, a minima dans les zones les plus sensibles aux impacts des pesticides, des échéances doivent être fixées dans le temps et des mesures d'accompagnement significatives envisagées. Si là encore une taxe sur les pesticides peut être l'élément nécessaire pour la prise de conscience et l'évolution vers d'autres systèmes de culture, il faudra prévoir les interventions assurant le maintien du revenu des exploitations concernées, la mise en place de plates-formes d'expérimentation-démonstration, l'organisation de structures de conseil pour accompagner les évolutions, la mobilisation de la recherche et du développement pour construire et promouvoir les innovations nécessaires.

Dans sa dimension la plus ambitieuse, ce niveau se caractérise par la définition de systèmes de culture ne nécessitant l'utilisation d'aucun pesticide (S+).

► Cette présentation en trois niveaux d'objectifs constitue un cadre de réflexion sur les connaissances et les moyens techniques, sociaux et économiques mobilisables et leurs conditions de mise en œuvre pour atteindre ces différents objectifs. Ils ne représentent ni des alternatives, ni les étapes successives d'un plan d'action général, ce que ce travail d'expertise n'a pas pour mission d'élaborer.

Il paraît probable que le dernier niveau est bien celui qui devra, à terme, être atteint dans la majorité des situations. Néanmoins, c'est le degré d'exigence défini localement en fonction des enjeux et des priorités qui permettra de préciser le niveau d'objectif qui devra être visé, au moins dans un premier temps.

Conclusions

1. La dépendance de la production agricole vis-à-vis des pesticides

Les systèmes de production sont trop souvent conçus pour maximiser le potentiel de rendement, en considérant que les problèmes phytosanitaires seront ensuite réglés par l'utilisation, facile à mettre en oeuvre, de pesticides. Cette logique a conduit au développement de systèmes de culture spécialisés et intensifs, qui favorisent justement le développement des bio-agresseurs. Dans ces conditions qui maximisent les risques sanitaires, les pesticides apparaissent, fort logiquement, nécessaires et très efficaces.

Cette cohérence technique est confortée par le faible coût relatif des pesticides, par rapport aux prix des autres facteurs de production et des productions agricoles elles-mêmes. A contrario, les techniques plus économes en pesticides, plus complexes à mettre en oeuvre, génèrent des coûts directs et indirects non négligeables, liés notamment à l'acquisition de l'information que nécessite leur mise en oeuvre.

La dépendance technique et économique de la production agricole vis-à-vis des pesticides est enfin renforcée par les exigences de la distribution et des consommateurs, de produits "zéro-défaut" et se conservant longtemps, et par le fait que conseil en protection phytosanitaire, vente des intrants et collecte des récoltes sont de plus en plus assurés par les mêmes structures.

2. Des risques avérés et des risques plausibles

L'existence de risques pour **l'environnement** est consubstantiel à la nature des pesticides, qui sont par définition toxiques pour certains êtres vivants, même à très faibles doses, et ont donc nécessairement des effets sur les organismes non-cibles et les écosystèmes. Ces effets sont connus : mortalités d'organismes, effets directs non létaux sur la reproduction ou les comportements de prédation, qui ont ensuite des effets indirects, et différés, sur les réseaux trophiques, la biodiversité... Leur mise en évidence sur le terrain est cependant difficile, en raison de la faiblesse des dispositifs de surveillance actuels, du caractère peu spécifique de ces effets biologiques, de l'action conjuguée de divers facteurs (pollutions multiples, dégradations physiques des milieux...).

La production agricole se trouve confrontée à :

- un phénomène d'érosion de l'efficacité des produits phytosanitaires lié à une utilisation massive qui augmente les probabilités de survenue de résistance chez les bio-agresseurs visés. Actuellement, en France, toutes les productions (grandes cultures, arboriculture fruitière, vigne) sont confrontées à ces problèmes de résistance, qui concernent la plupart des familles chimiques de pesticides ;
- un risque économique, lié à la concurrence de produits issus de formes d'agriculture plus respectueuses de l'environnement, vers lesquels se tournent les consommateurs de divers pays européens.

Quant aux risques pour la **santé humaine** (qui sont hors du champ de cette expertise), ils apparaissent suffisamment plausibles pour être mentionnés dans tous les rapports et plans Santé-environnement, et pour justifier le lancement d'études épidémiologiques et la commande d'une expertise à l'INSERM.

3. Un diagnostic difficile à établir compte tenu du manque de données

L'utilisation des pesticides reste très mal connue. Les données publiées sont celles des ventes de pesticides agrégées au niveau national, et aucune régionalisation de ces données n'est disponible actuellement. La connaissance des pratiques reste encore trop limitée à une analyse statistique du nombre de traitements, sans prise en compte des interactions entre techniques, ni compréhension de leurs déterminants. Ces niveaux d'utilisation de pesticides sont difficiles à interpréter dans la mesure où les dommages que les bio-agresseurs causent effectivement, ou qu'ils pourraient causer en l'absence de toute protection, sont mal quantifiés en dehors des systèmes de culture "intensifs".

Les contaminations des milieux et les impacts environnementaux restent difficiles à quantifier. Même pour les eaux, compartiment de l'environnement le mieux surveillé, les réseaux de mesures existants ne permettent pas une quantification précise des contaminations et de leurs évolutions. Les données sont encore très fragmentaires pour l'air, et inexistantes pour les sols, qui jouent pourtant un rôle central dans la rétention et le transfert des pesticides vers d'autres milieux.

Par ailleurs, les dispositifs de surveillance susceptibles de détecter des impacts sur les organismes et les écosystèmes sont très peu développés. Dans ces conditions, on dispose donc rarement de l'ensemble des données nécessaires pour établir des relations de causalité entre une utilisation de pesticides, une contamination caractérisée du milieu et un impact environnemental.

Les informations, concernant tant l'utilisation des pesticides que leurs impacts apparaissent très lacunaires ou incertaines. Pour pallier cette situation, il serait nécessaire de mettre en place des systèmes de collecte d'information pérennes, d'harmoniser les dispositifs existants (contamination des eaux...), de valoriser des données non exploitées (enregistrements des pratiques par les agriculteurs...) ou peu analysées (enquête SCEES). Il serait ensuite primordial de définir des indicateurs pertinents pour suivre l'évolution des pratiques phytosanitaires ainsi que leurs impacts.

Les informations disponibles ne permettent pas d'effectuer l'analyse coûts/bénéfices globale de l'utilisation des pesticides, sur laquelle devrait, idéalement, se fonder une éventuelle politique de régulation. Cette situation n'empêche pas d'opter pour une réduction des utilisations de pesticides, envisagée comme un objectif volontariste.

4. La nécessité de réduire les utilisations de pesticides pour limiter les impacts

Même incomplètes, les connaissances disponibles permettent d'agir. La connaissance des mécanismes élémentaires est suffisante, et les cadres conceptuels existent, pour donner une première estimation des bénéfices et des risques que l'on peut attendre ou non d'une action ou d'un ensemble d'actions privilégiant une protection des cultures utilisant moins de pesticides et/ou en réduisant les impacts.

Une première nécessité : réduire la dispersion des pesticides dans l'environnement

La mise en oeuvre, sur une large échelle, des mesures correctives actuellement proposées devrait probablement permettre d'améliorer la situation. Leur efficacité étant toutefois très dépendante des facteurs climatiques, non contrôlables, elles ne sauraient garantir, à elles seules, une réduction significative de la contamination. En conséquence, une réduction sensible de l'utilisation des produits phytosanitaires paraît indispensable si l'on vise un objectif ambitieux de réduction de la contamination.

L'utilisation "raisonnée" des pesticides : ne pas surestimer les effets attendus

Les instituts techniques et des structures de conseil cherchent depuis assez longtemps à promouvoir une utilisation plus raisonnée des pesticides. Ce "raisonnement" permet de supprimer quelques traitements systématiques, et surtout, probablement, de réduire les doses appliquées et les impacts potentiels, par le choix de produit plus adapté et le respect des conditions qui assurent une meilleure efficacité. Les possibilités de réduction du recours aux pesticides apparaissent cependant limitées tant que l'on reste dans des systèmes de culture générant des risques phytosanitaires importants. Par ailleurs, le coût de cette pratique est élevé : surveillance assidue des parcelles forte consommatrice de temps de travail qualifié, risque de pertes important en cas d'erreur de diagnostic, risques pour les cultures suivantes si le non-traitement conduit au maintien de populations résiduelles de bio-agresseurs...

Les "alternatives" à la lutte chimique : pas de solution de substitution prête à l'emploi

Les agriculteurs sont demandeurs de "techniques alternatives" à l'emploi des pesticides, qui soient aussi faciles à utiliser, efficaces et bon marché que les traitements phytosanitaires, plus durables techniquement, et qui ne remettent pas en cause leurs objectifs de rendement élevé. Or il n'existe aucune technique répondant à ce cahier des charges.

Les résistances génétiques "totales" des variétés à des bio-agresseurs, substitut "idéal", se sont révélées sujettes au même contournement rapide par le bio-agresseur ciblé que les pesticides ; il en est ainsi pour les techniques de lutte "totales", chimiques ou biologiques. Les procédés physiques (désherbage mécanique ou thermique) échappent à ce risque, mais ils sont souvent plus consommateurs de temps de travail (et d'énergie) que la pulvérisation, ou inapplicables sur de grandes surfaces (filets de protection...). Les autres techniques, variétés partiellement résistantes, lutte biologique, travail du sol..., ont une efficacité partielle. Elles permettent un contrôle des bio-agresseurs à condition d'être utilisées en combinaison, et associées à des choix de systèmes de culture et de gestion des états de la culture qui réduisent les risques de développement des bio-agresseurs. La panoplie des méthodes mobilisables est alors large, et la combinaison optimale est à déterminer en fonction des situations de production.

La production intégrée : une démarche nécessaire

La notion de "technique alternative" apparaît donc peu pertinente ; il faut lui préférer celle de "stratégie alternative" de protection des cultures, qui repose sur la mise en oeuvre, construite au cas par cas, de quelques principes d'action au premier rang desquels figure la prévention des risques phytosanitaires. C'est l'objectif de la "production intégrée", qui réintègre, mais sur des bases scientifiques et techniques renouvelées, la gestion des bio-agresseurs dans la conception des systèmes de culture, voire de production. Cette gestion est alors envisagée plutôt sous l'angle de la "santé des systèmes de culture" que comme une "lutte contre les ennemis des cultures".

Cette démarche va au-delà des "bonnes pratiques agricoles", répertoriées dans des codes, chartes ou référentiels, qui sont définis pour des territoires trop vastes pour prendre en compte la diversité des situations de production, et ne prennent généralement pas en compte les interactions entre techniques.

L'existence de l'agriculture biologique prouve qu'il est possible, mais difficile, de se passer des pesticides de synthèse. On pourrait concevoir d'autres systèmes, qui tendraient vers le "zéro-pesticides" sans s'interdire l'utilisation d'engrais de synthèse et le recours occasionnel à un traitement phytosanitaire en cas d'échec des mesures prophylactiques et curatives non chimiques.

5. Les moyens nécessaires à une politique de réduction d'utilisation des pesticides

Les instruments mobilisables

- Les **outils réglementaires**. Ils concernent le renforcement des critères d'homologation des pesticides, le développement d'un suivi post-homologation, des obligations telles que le contrôle technique périodique des pulvérisateurs, ou

l'instauration d'un "permis de traiter" général, des restrictions locales à l'utilisation des pesticides dans des zones sensibles.

- Les **incitations économiques** à adopter des pratiques plus économes en pesticides. Parce que les systèmes de subventions à l'utilisation de techniques souhaitables sont onéreux à élaborer et à contrôler, et peu incitatifs à plus long terme, ils doivent être transitoires et réservés à la phase d'adoption de nouvelles techniques. Une option complémentaire, à la fois peu coûteuse à mettre en oeuvre et envisageable de manière permanente, est l'instauration d'une **taxation** des pesticides. Son taux, comme l'atteste l'expérience danoise, devrait être suffisamment élevé pour être dissuasif, y compris à plus long terme. Des aides directes au revenu, ciblées en fonction des situations, peuvent s'avérer nécessaires pour compenser les pertes financières des agriculteurs.

- Des **mesures d'accompagnement** pour faciliter la conversion à d'autres stratégies de protection des plantes. La gamme des actions est large : formation spécifique des agriculteurs et des conseillers à des démarches de protection des cultures plus complexes ; incitation au développement du conseil (public ou privé) en protection des cultures, indépendant de la vente des produits phytosanitaires ; encouragement à une implication forte des Instituts techniques et du Développement agricole ; actions de sensibilisation des citoyens-consommateurs aux enjeux environnementaux et sanitaires des réductions d'utilisation de pesticides...

. Une politique diversifiée et progressive

Une politique de réduction de l'utilisation de pesticides doit pouvoir recourir à des combinaisons de mesures, pour atteindre l'objectif fixé au moindre coût pour la société, et tenir compte de l'hétérogénéité des situations locales.

Ainsi, les **zones sensibles** (périmètres de protection des captages d'eau, espaces d'intérêt écologique, zones péri-urbaines ou de production aquacole, bassins d'alimentation de masses d'eau dont la contamination nécessite une intervention) peuvent nécessiter l'adoption de mesures plus restrictives, assorties d'aides compensatoires spécifiques.

Si une politique ambitieuse de réduction de l'utilisation des pesticides est retenue, sa mise en place doit être programmée pour permettre aux acteurs économiques de s'adapter au nouveau contexte. Une taxe, par exemple, pourra être progressive pour laisser aux agriculteurs le temps d'adapter leurs systèmes de production à la réduction d'emploi des pesticides ; elle pourra aussi, au début, s'accompagner de subventions pour l'adoption de méthodes moins polluantes.

. Une expertise socio-économique préalable (un "comité Bichel" français)

La mise en place d'une politique ambitieuse pour la régulation des pollutions par les pesticides suppose un diagnostic préalable de la situation. Si l'identification des zones sensibles semble aujourd'hui largement engagée, il reste de nombreux domaines pour lesquels ce diagnostic doit être fortement amélioré : recensement et évaluation des pratiques économes en pesticides ; estimation des effets des instruments envisagés sur l'utilisation des pesticides, sur les niveaux de production et le revenu agricole, évaluation des impacts sur les différents acteurs économiques... Une telle analyse est nécessaire pour bien préciser les arbitrages en jeu dans la définition des objectifs environnementaux à atteindre, notamment en terme de réduction de l'utilisation des pesticides, et pour déterminer le niveau et la forme des aides compensatoires destinées aux agriculteurs, si cela s'avérait utile et en conformité avec les attentes de la société.

Il s'agit d'un travail d'expertise, mais pas seulement scientifique, mobilisant aussi des experts de terrain, pour recueillir des données, auditionner des représentants des intérêts économiques en jeu... (filiales agricoles, secteur de l'approvisionnement...) et intégrer l'ensemble de ces informations. Au Danemark, ce diagnostic préalable a été établi, en 2 ans, par un groupe d'experts dit "comité Bichel" ; expérience dont on peut s'inspirer.

. Le nécessaire développement de la recherche

La diversification nécessaire des moyens de lutte contre les bio-agresseurs suppose un effort important de recherche (Encadré 24) notamment sur le fonctionnement des agrosystèmes qui associe connaissance du milieu physique, écologie des systèmes complexes (populations, communautés, paysages) et ingénierie agronomique, afin d'en dégager des pistes de gestion. Il faut également poursuivre les recherches fondamentales sur l'évolution à court et long termes du devenir des produits dans les milieux et sur la biologie des interactions entre bio-agresseurs et plantes, bio-agresseurs et auxiliaires. Il faut, en outre, encourager les projets pluridisciplinaires qui associent disciplines biotechniques et sciences sociales pour répondre aux questions qui concernent le fonctionnement des agrosystèmes, les règles de construction des stratégies de gestion, les conditions de leur acceptabilité sociale et économique, l'évaluation de leur durabilité et de leur impact environnemental. Enfin, quel que soit le type d'actions techniques, il faut insister sur la nécessité de développer des réseaux d'expérimentations, à la fois pour la prise en compte la grande diversité des situations locales et pour leur rôle de démonstration.

. Une dimension européenne souhaitable mais pas indispensable

En matière de recherche, la création de groupes européens d'experts permet d'exploiter des économies d'échelle au niveau de l'UE en associant des chercheurs confrontés à des problèmes analogues malgré la diversité des situations nationales. Cette coopération entre Etats-membres pourrait aussi avantageusement être étendue à d'autres domaines. Par exemple, la mise en place d'un système de taxation homogène à l'échelle européenne réduirait significativement les coûts de contrôle de ce système, et éviterait les distorsions de compétitivité intra-UE liées à sa mise en place. Néanmoins, si cette coopération à l'échelle européenne paraît souhaitable, elle n'est pas nécessaire : une politique de réduction des pollutions par les pesticides peut se justifier à l'échelle d'un pays comme la France.

Les besoins prioritaires de recherche

. Le rôle de la recherche publique

La protection des cultures a été, au cours des trente dernières années majoritairement basée sur l'utilisation de pesticides, innovations dont la quasi exclusivité revient à la recherche privée, via les firmes phyto-pharmaceutiques.

La recherche publique a :

- *soit accompagné cette évolution en approfondissant la connaissance de la biologie des bio-agresseurs visés (cycle, dynamique, nuisibilité, adaptation aux pressions de sélection), permettant une utilisation plus raisonnée des substances actives utilisées,*
- *soit investi dans les connaissances susceptibles de déboucher sur des méthodes de lutte alternatives (interactions plantes-microorganismes et lutte génétique, écologie des populations et des communautés et lutte biologique, agronomie et lutte culturale...).*

Sauf dans le cas des résistances variétales fortes, les alternatives proposées ont le plus souvent des efficacités partielles qu'il convient soit d'associer dans une logique de complémentarité d'action, soit d'utiliser dans des situations à moindre risque parasitaire.

On ne peut sans doute attendre d'une structure de recherche mono-filière comme l'est celle de l'industrie chimique agro-pharmaceutique, la prise en charge d'innovations qui ont une dimension systémique, à la fois dans leur conception et dans leur valorisation économique.

La recherche publique doit donc jouer un rôle moteur dans l'acquisition, l'organisation et la traduction opérationnelle des connaissances nécessaires pour construire les moyens nouveaux d'action et les stratégies dans lesquelles ils peuvent efficacement prendre place, en collaboration avec la recherche privée et le développement.

Les orientations de recherche à prendre ou à poursuivre

Les objectifs précédents impliquent :

- *la poursuite des recherches portant sur les mécanismes physico-chimiques et microbiologiques conditionnant le devenir et le transfert des pesticides dans les différents compartiments (sol, eau, air), à différentes échelles spatiales ;*
- *la réalisation de recherches qui associent la caractérisation de la contamination des milieux (présence et biodisponibilité des substances) et l'évaluation des effets écotoxicologiques à différentes échelles (biologiques, spatiales et temporelles), afin notamment de mieux comprendre les mécanismes qui sous-tendent la propagation des effets entre niveaux d'organisation biologique, d'améliorer la démarche de suivi post-homologation des substances et d'identifier les situations les plus critiques nécessitant la mise en place de mesures de gestion spécifiques. Ces recherches seraient particulièrement pertinentes dans un contexte de protection intégrée, où une analyse multifactorielle permettrait de pondérer l'impact des pesticides par rapport à un ensemble d'autres moyens de lutte.*
- *le développement de recherches sur le fonctionnement des agrosystèmes qui associent l'étude physique des milieux, l'écologie des systèmes complexes (populations, communautés, paysages) et l'ingénierie agronomique, et comportent une approche spatialisée des systèmes de culture, afin d'en dégager des pistes de gestion,*
- *la nécessité de poursuivre les recherches fondamentales en biologie sur les interactions entre bio-agresseurs et plantes, bio-agresseurs et auxiliaires..., et de mieux analyser le rôle des mécanismes ainsi mis en évidence dans le fonctionnement des systèmes ainsi que leur dépendance aux conditions environnementales,*
- *le renforcement du partenariat de recherche entre disciplines biotechniques et disciplines socio-économiques pour mieux anticiper ou lever les freins au développement de telles innovations.*
- *le développement de recherches économiques sur les rôles, potentiellement importants, de l'agro-fourmiture, des transformateurs des produits agricoles et des consommateurs dans l'utilisation des pesticides (application des résultats issus des recherches de l'économie industrielle ou de la théorie des contrats).*
- *la poursuite des travaux de recherche sur la conception d'indicateurs permettant notamment de réaliser des diagnostics et d'évaluer l'efficacité des politiques publiques à différentes échelles spatiales et temporelles. Ces travaux devront impérativement comporter des phases d'analyse de sensibilité et de validation par rapport au terrain.*

.../...

Les opérations de recherche finalisée à soutenir

- il convient de continuer à **développer et à rendre opérationnels les modèles de transfert des pesticides dans l'environnement** validés, et de poursuivre et multiplier les expérimentations portant sur les techniques correctives, dans un double but d'adaptation à la diversité des situations et de démonstration, sur la base d'une typologie associant le devenir des pesticides aux conditions agro-pédoclimatiques de leur utilisation ;
- un effort accru de recherche mérite d'être réalisé sur la lutte biologique en privilégiant, davantage que dans le passé, **la connaissance des conditions de maintien dans l'environnement après introduction, de multiplication et d'efficacité des agents de lutte biologique utilisés**. Des programmes de recherches alliant agronomie, écologie des populations et écologie du paysage sont à encourager ;
- il est important de maintenir l'effort de sélection variétale du secteur privé et d'**encourager la sélection publique notamment dans la construction, en amont, de géniteurs de résistance pour des cultures dont les surfaces ne justifient pas un investissement privé, ou pour des gènes de résistance issus d'espèces voisines et nécessitant un travail de génétique important**. Plus globalement, la sélection devra intégrer des critères multiples : résistance, même partielle aux bioagresseurs, capacité à valoriser des niveaux d'intrants réduits afin de les cultiver dans des systèmes à moindre risque parasitaire ;
- il faut encourager, sur des appels d'offres ambitieux quant aux moyens, **les projets pluridisciplinaires pour répondre aux questions de la connaissance du fonctionnement des agrosystèmes, des règles de construction des stratégies de gestion, des conditions de leur acceptabilité sociale et économique, de l'évaluation de leur durabilité et de leur impact environnemental**. Il convient de développer des outils d'aide à la décision qui prennent en charge les interactions entre facteurs, et soient adaptés à des logiques désintensives.
- il faut développer des **bases de données** relatives à l'utilisation des pesticides par les agriculteurs permettant la quantification des déterminants économiques et techniques de cette utilisation et, par conséquent, la quantification des effets des instruments de régulation envisageables. Ces données pourront être exploitées à partir de modèles et de techniques statistiques existants et à développer. Elles serviront aussi à renseigner les indicateurs développés pour l'accompagnement des politiques publiques.
- il faut soutenir la création de **plates formes expérimentales correctement dimensionnées pour être représentatives de situations agricoles et instrumentées pour une évaluation multicritère des performances des systèmes de protection intégrée**.

Annexe :

Mesures prévues ou proposées dans le cadre de différentes démarches incitatives ou réglementaires, visant une utilisation raisonnée des pesticides

Stratégie thématique européenne	Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (Version du 17 novembre 2004)	Agriculture Raisonnée	MAE (PDRN 2002)
<p>UE1 - Amélioration de la connaissance des risques par collecte et analyse de données économiques relatives à l'utilisation des PPP et des solutions de remplacement</p> <p>UE2 - Systèmes d'assurance améliorés, garantissant une indemnisation en cas de pertes, afin de minimiser les applications préventives</p> <p>UE3 - Notification aux autorités nationales par les producteurs et distributeurs de PPP des quantités produites et importées/exportées</p> <p>UE4 - Renforcement des travaux sur la collecte des données concernant l'utilisation</p> <p>UE5 - Introduction d'un système d'inspection technique régulière du matériel d'application</p> <p>UE6 - Système obligatoire d'éducation, de sensibilisation, de formation et de certification pour tous les utilisateurs de PPP</p> <p>UE7 - Introduction du principe de substitution</p> <p>UE8 - Rapports d'avancement des programmes nationaux avec indicateurs</p>	<p>PIM9 - Evaluation comparative des produits pour un même usage</p> <p>PIM12 - Substitution pour les substances dangereuses</p> <p>PIM13 - Retrait du marché de 10 pesticides prioritaires</p> <p>PIM20 - Accentuer le contrôle distribution / utilisation de pesticides</p> <p>PIM23 - Etiquetage des produits</p> <p>PIM24 - Mise en ligne des fiches de données de sécurité</p> <p>PIM25 - Formation des salariés tous les 5 ans</p> <p>PIM26 - Formation agricole</p> <p>PIM27 - Elaboration de guide de références "BPA", indicateurs d'écart au conseil sur les BV, renforcement du suivi des pratiques</p> <p>PIM28 - Suivi et renforcement des travaux des groupes régionaux</p> <p>PIM29 - Redevance pesticides</p> <p>PIM30 - Plans d'actions dans les PPC élargis</p> <p>PIM33 - Qualification des utilisateurs professionnels</p> <p>PIM34 - Promotion de l'Agriculture Raisonnée</p> <p>PIM35 - Promotion de la diffusion des Avertissements agricoles</p> <p>PIM37 - Contrôle périodique obligatoire des pulvérisateurs</p> <p>PIM43 - Traçabilité des produits vendus localement</p> <p>PIM46 - Améliorer l'information des usagers sur la qualité de l'eau potable au regard des pesticides</p>	<p>AR1 - Abonnement à un journal</p> <p>AR3 - Formation tous les 5 ans</p> <p>AR5 - Enregistrement des pratiques sous 8 jours</p> <p>AR29 - Entretien des fossés manuel ou mécanique</p> <p>AR30 - Observations sur parcelles représentatives</p> <p>AR31 - Enregistrement des interventions par ilot + facteur déclenchant</p> <p>AR40 - Abonnement à un service de conseil technique indépendant de la commercialisation (cela peut être le journal de l'exigence 1)</p> <p>AR41 - Diagnostic pulvérisateur tous les 3 ans et réparations</p> <p>AR42 - Vérifications régulières du pulvérisateur et entretien</p>	<p>MAE0304A - Zéro désherbage chimique ou mécanique en inter-rang entre août et février</p> <p>MAE06014A - Entretien mécanique des talus</p> <p>MAE0801A - Lutte raisonnée</p> <p>MAE0804A - Remplacement d'un traitement chimique par un mécanique</p> <p>MAE0805A - Remplacement du désherbage chimique par du désherbage mixte</p> <p>MAE08011A - Localisation des traitements phytos</p> <p>MAE0904A - Raisonnement des traitements phytos et de la fertilisation</p> <p>MAE3000A - Planification environnementale (= enregistrements)</p>

AUTEURS ET EDITEURS DE L'EXPERTISE

► Experts

Responsables de la coordination scientifique

Jean-Joël GRIL, Ingénieur de recherche, Cemagref Lyon
Philippe LUCAS, Directeur de recherche, INRA Rennes

Auteurs et contributeurs

Anne ALIX, IR*, INRA/SSM Versailles : Ecotoxicologie des écosystèmes terrestres et aquatiques, évaluation des impacts et des risques
Jean-Noël AUBERTOT**, CR*, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, systèmes de culture, protection intégrée, contrôle cultural

Jean-Marc BARBIER, IR, INRA Montpellier : Agronomie, pratiques et comportements techniques des agriculteurs, analyse de la décision
Enrique BARRIUSO, DR*, INRA Grignon : Devenir des pesticides dans les sols

Carole BEDOS, CR, INRA Grignon : Transferts des pesticides vers l'atmosphère

Marc BENOIT, DR, INRA Mirecourt : Dynamique des systèmes de culture et des systèmes de production, agriculture biologique, développement agricole

Bernard BONICELLI, DR, Cemagref Montpellier : Techniques d'application des pesticides, dispersion des pesticides, évaluation et optimisation des matériels et des pratiques

Philippe BONTEMS, DR, INRA Toulouse : Théorie des contrats appliquée à l'économie de l'environnement, économie industrielle

Thierry CAQUET, CR, INRA Rennes : Ecotoxicologie aquatique

Alain CARPENTIER, CR, INRA Rennes : Economie de la production agricole, évaluation des biens environnementaux, économétrie

Michel CLERJEAU, Professeur, ENITAB / INRA Bordeaux : Protection phytosanitaire de la vigne, évaluation des fongicides

Philippe DEBAEKE, DR, INRA Toulouse : Agronomie systémique, stratégies en grandes cultures, systèmes à bas niveaux d'intrants, désherbage intégré

Robert DELORME, DR, INRA Versailles : Connaissance et évaluation des produits phytosanitaires et des substances actives, toxicité des insecticides, résistances aux insecticides

Igor DUBUS, IR, BRGM Orléans : Modélisation du devenir et des transferts de pesticides dans l'environnement, évaluation des risques

Vincent FALOYA, IR, INRA Epousses : Agronomie des grandes cultures, systèmes de culture intégrés, pratiques agricoles

Chantal GASCUEL, DR, INRA Rennes : Hydrologie, sol et structures paysagères des bassins versants agricoles

Jean-Joël GRIL, IR, Cemagref Lyon : Pollutions diffuses, aménagements correctifs

Laurence GUICHARD, IR, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, évaluation des pratiques agricoles et des systèmes de culture

Marie-Hélène JEUFFROY, CR, INRA Grignon : Agronomie des grandes cultures, agriculture biologique

Anne LACROIX, IR, INRA Grenoble : Economie de l'environnement, pollutions diffuses, gestion intégrée des systèmes de culture

Ramon LAPLANA, DR, Cemagref Cestas : Evaluation des politiques agri-environnementales, gestion intégrée des territoires

Stéphane LEMARIÉ, CR, INRA Grenoble : Economie et stratégie des fermes de l'agro-fourriture

Philippe LUCAS, DR, INRA Rennes : Pathologie végétale, épidémiologie, protection intégrée des cultures

Françoise MONTFORT, CR, INRA Rennes : Parasitisme tellurique en cultures légumières de plein champ, gestion de la protection à l'échelle du système de culture

Philippe NICOT, CR, INRA Avignon : Maladie des cultures maraîchères sous abri, alternatives aux pesticides pour les cultures maraîchères

Bernadette RUELLE, ICGREF*, Cemagref Montpellier : Protection des cultures et environnement

Benoît SAUPHANOR, IR, INRA Avignon : Arboriculture fruitière, résistance aux insecticides et méthodes alternatives de protection

Serge SAVARY, DR, INRA Bordeaux : Ecologie, biologie des bio-agresseurs ; stratégies de gestion des bio-agresseurs

Nadine TURPIN, ICGREF*, Cemagref Clermont-Ferrand : Economie de l'environnement, économie régionale

Marc VOLTZ, DR, INRA Montpellier : Transfert des pesticides dans les sols et les hydrosystèmes

► Unité Expertise scientifique collective (UESCo) de l'INRA

Annie CHARTIER, IR, INRA Versailles : Ingénierie documentaire

Claire SABBAGH, IR, INRA PARIS : Direction de l'Unité, management de l'UESCo

Isabelle SAVINI, IE*, INRA Paris : Rédaction et coordination éditoriale

* DR : Directeur de recherche ; CR : Chargé de recherche ; IR : Ingénieur de recherche ; ICGREF : Ingénieur du génie rural et des eaux et forêts ; ICGREF : Ingénieur civil du génie rural et des eaux et forêts ; IE : Ingénieur d'études

** En gras : coordinateur scientifique

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

147, rue de l'Université • 75338 Paris cedex 07

Tél : + 33(0)1 42 75 90 00 • Fax : + 33(0)1 47 05 99 66

www.inra.fr

CEMAGREF

Parc de Tourvoie BP 44 • 92163 Antony Cedex

Tél. 01 40 96 61 21 • Fax 01 40 96 60 36

www.antony.cemagref.fr