

Pesticides

Des impacts aux changements de pratiques

E. Charbonnier, A. Ronceux, A.-S. Carpentier,
H. Soubelet, E. Barriuso, coordinateurs



Pesticides

Des impacts aux changements de pratiques

Bilan de quinze années de recherche
pour éclairer la décision publique

E. Charbonnier, A. Ronceux, A.-S. Carpentier,
H. Soubelet, E. Barriuso, coordinateurs

Collection *Savoir-faire*

Les coques

Biologie et exploitation

L. Dabouineau, A. Ponsero, A. Sturbois, F. Delisle
2015, 88 p.

La métagénomique

Développements et futures applications

M.-C. Champomier-Vergès, M. Zagorec, coord.
2015, 120 p.

Faut-il travailler le sol ?

Acquis et innovations pour une agriculture durable

F. Laurent, J. Roger-Estrade, J. Labreuche
2014, 192 p.

Les clémentiniers et autres petits agrumes

C. Jacquemond, F. Curk, M. Heuzet
2013, 368 p.

Torrents et rivières de montagne

Dynamique et aménagement

A. Recking, D. Richard, G. Degoutte, coord.
2013, 352 p.

Qualité du cacao

L'impact du traitement post-récolte

M. Barel
2013, 104 p.

En couverture : traitement chimique dans les vignes © Éléonor H./fotolia.com ; bananeraie © Pascal Xicluna/Min.Agri.fr (plus d'images sur <http://mediatheque.agriculture.gouv.fr>) ; la Lanterne, rivière de l'est de la France, affluent de la Saône © Arnaud Bouissou/MEDDE-MLETR (médiathèque Terra) ; abeille domestique © Olivier Brosseau/MEDDE-MLETR (médiathèque Terra).

Éditions Quæ

RD 10, 78026 Versailles Cedex, France

© Éditions Quæ, 2015

ISBN 978-2-7592-2344-2

ISSN 1952-1251

Le Code de la propriété intellectuelle interdit la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Le non-respect de cette disposition met en danger l'édition, notamment scientifique, et est sanctionné pénalement. Toute reproduction, même partielle, du présent ouvrage est interdite sans autorisation du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6^e.

Sommaire

Introduction générale	7
------------------------------------	---

Partie 1

Transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement

1. Transfert et devenir des pesticides dans l'atmosphère	15
Mécanismes de transfert des pesticides vers l'atmosphère	16
Devenir des pesticides dans l'atmosphère.....	33
Conclusion.....	46
2. Transfert et devenir des pesticides dans les sols et les eaux	47
Devenir des pesticides dans les sols	47
Transfert des pesticides dans les sols et contamination des eaux	61
Conclusion.....	83
Conclusion	84
Bibliographie	87

Partie 2

Effets des pesticides et réduction des impacts sur les organismes et les écosystèmes

3. Effets des pesticides sur les organismes cibles	101
Optimisation de la lutte chimique contre les taupins	101
Compréhension des phénomènes de résistance aux insecticides	106
Conclusion.....	114

4. Effets des pesticides sur les organismes non cibles et les écosystèmes	115
Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes terrestres	116
Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes d'eaux douces ...	147
Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes marins	169
Conclusion	183
Bibliographie	186

Partie 3

Pratiques agronomiques innovantes pour réduire l'utilisation des pesticides

5. Substitution d'autres techniques à l'utilisation des pesticides	201
Lutte physique : utilisation de filets Alt'Carpo en vergers de pommiers	202
Lutttes biotechnique et biologique.....	206
Conclusion.....	213
6. Reconception des systèmes de culture pour réduire l'utilisation des pesticides	215
Reconception des systèmes en grandes cultures.....	216
Reconception des systèmes prairiaux pour gérer les risques de pullulation des campagnols terrestres.....	244
Reconception des systèmes en arboriculture fruitière pour lutter contre les contaminations fongiques	245
Reconception des systèmes de culture bananiers en milieu tropical.....	251
Conclusion	266
Bibliographie	271

Partie 4

Accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides

7. Analyse des freins et leviers à l'adoption de pratiques économes en pesticides	287
Exploitation de bases de données pour caractériser les pratiques phytosanitaires	287

Analyses sociologiques et anthropologiques des déterminants des changements de pratiques.....	297
Analyses économiques des déterminants des changements de pratiques	334
8. Modalités d'intervention des politiques publiques pour favoriser les changements de pratiques	343
Outils disponibles pour la régulation des pesticides	344
Gouvernance locale d'actions de régulation des pesticides.....	352
Évaluation des impacts des politiques publiques	360
Conclusion.....	366
Conclusion	368
Bibliographie	374
Conclusion générale	381
Apprécier, évaluer et gérer les risques pour l'environnement	381
Étudier les solutions techniques alternatives possibles	382
Accompagner le changement	383
Quelle prospective pour la recherche sur les pesticides ?.....	384
Sigles et acronymes	387
Rapports de recherche du programme Pesticides utilisés pour la rédaction de l'ouvrage	391
Coordinateurs et contributeurs	397

Introduction générale

Si l'utilisation de molécules comme le soufre ou l'arsenic pour la protection des plantes cultivées est signalée dès l'Antiquité, leur usage a été généralisé avec l'essor de la chimie minérale au XIX^e siècle, puis avec celui de la chimie organique au XX^e. Ces molécules d'emploi facile et de coût relativement limité sont utilisées contre de nombreuses familles de ravageurs et de végétaux indésirables (insectes, champignons, acariens, plantes, etc.). Dans le cadre de l'agriculture industrielle, la généralisation de leur utilisation pour protéger ces écosystèmes artificiels a conduit à l'augmentation des rendements et de la qualité des productions agricoles et permis le « contrôle » de ravageurs ou de maladies emblématiques des plantes tels que le charançon du bananier, la rouille du blé, etc.

L'augmentation de la production agricole a en effet été considérable en France depuis la fin de la seconde guerre mondiale, alors que parallèlement on assistait à une réduction du nombre des exploitations. Cette évolution s'est traduite par des systèmes de production simplifiés grâce à la mise à disposition des agriculteurs de variétés végétales à fort rendement, mais sensibles aux organismes nuisibles. La disponibilité de produits phytopharmaceutiques de plus en plus efficaces a permis d'accompagner ce développement. Les systèmes de production sont aujourd'hui très dépendants d'une couverture sanitaire reposant sur l'utilisation de pesticides.

Les produits biocides ont une vocation d'hygiène générale ou de santé publique visant la protection de l'homme, des animaux ou de l'environnement¹. Les produits phytopharmaceutiques couverts par la directive 91/414/CE² sont utilisés pour protéger les plantes ou les produits végétaux. Ils concernent les surfaces agricoles et non agricoles telles que les routes, les aéroports, les voies ferrées, les réseaux électriques, etc. Cependant l'usage agricole mobilise à lui seul 90 % de la consommation des produits phytopharmaceutiques en France. Les produits diffèrent sensiblement selon leur utilisation. Ainsi, l'agriculture consomme essentiellement

1. Règlement 528/2012 du Parlement européen et du Conseil de l'Europe du 22 mai 2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des produits biocides.

2. Directive 91/414/CEE du Conseil de l'Europe du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

des fongicides (56 % des produits utilisés), tandis que l'entretien des jardins et des espaces verts requiert surtout des herbicides (87 % des produits)³.

Les premières alertes sur la toxicité des pesticides ont été lancées au début des années 1960 avec la mise en évidence des propriétés cancérigènes du DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) et de son impact sur la reproduction des oiseaux⁴. Cette découverte, confirmée par la suite, a conduit à l'interdiction progressive des pesticides organochlorés et à leur remplacement par d'autres familles comme les organophosphorés ou les carbamates, qui sont moins persistants dans l'environnement, mais qui présentent bien souvent une toxicité plus aiguë. Au début des années 1990, les effets perturbateurs de ces molécules sur le système endocrinien des animaux et des humains ont été révélés lors de la conférence de Wingspread (Wisconsin, États-Unis) du 21 au 26 juillet 1991, puis par plusieurs travaux ultérieurs⁵. La pollution des sols et des ressources halieutiques des Antilles par la chlordécone, utilisée jusqu'en 1993 pour lutter contre le charançon du bananier, illustre bien les risques liés à l'épandage de pesticides sur les cultures. C'est à la même époque que les premiers bilans réalisés par l'Institut français de l'environnement (Ifen) sur les ressources en eau ont montré un accroissement préoccupant des concentrations en divers pesticides dans l'hydrosphère, y compris dans les eaux de nappes profondes ou les eaux de pluie.

Face à ce constat et soucieux de prendre des mesures scientifiquement fondées pour protéger l'environnement, le ministère en charge de l'Écologie a mis en place en 1999 le programme de recherche « Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides », plus communément nommé programme Pesticides. Tout au long de sa mise en œuvre, le périmètre de ce programme s'est adapté aux nouvelles connaissances ainsi qu'aux demandes de la société, en intégrant notamment la question des déterminants de changements de pratiques afin de limiter l'usage des pesticides.

Pour garantir la qualité des recherches menées et leur adéquation avec les attentes des porteurs d'enjeux, ce programme est piloté par deux instances, le conseil scientifique, composé d'une vingtaine d'experts issus de différentes disciplines (écotoxicologie, agronomie, écologie, économie, sociologie, droit, etc.) et un comité d'orientation. Ce dernier, présidé par le chef du service de la recherche du ministère en charge de l'Écologie, est constitué de représentants des ministères, de professionnels agricoles, de différents organismes ou agences en lien avec la thématique et d'associations de protection de l'environnement ainsi que du président du conseil scientifique. Ces deux instances définissent des axes de recherche,

3. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 2003. Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France, Tome II, 293 p.

4. Carson R., 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin Co., Boston, 368 p.

5. Skakkebaek N.E., Toppari J., 1995. Rapport réalisé à la demande du ministère danois de l'Environnement et de l'Énergie ; Colborn T., Dumanoski D., Myers J.P., 1996. *Our stolen future: are we threatening our fertility, intelligence, and survival? A scientific detective story*. Dutton Books, New York, 306 p.

sélectionnent les projets et les évaluent tout au long de leur avancement. Ils participent également aux actions de valorisation des résultats de recherche.

Le ministère en charge de l'Écologie a ainsi lancé entre 1999 et 2014 six appels à propositions de recherche dont les thématiques couvrent des problématiques et des champs disciplinaires variés.

Les premiers appels, lancés en 1999 et 2002, visaient une meilleure connaissance des voies de dispersion, de transformation et d'accumulation des pesticides dans l'environnement, une meilleure connaissance des conséquences de leur présence sur les écosystèmes et le développement d'outils permettant de réduire leur usage et de diminuer leurs effets sur les systèmes biologiques non cibles.

Les appels à propositions de recherche lancés en 2006 et 2009 ont pris en considération la forte demande sociétale sur les alternatives à l'utilisation des pesticides et la réduction de leurs usages, clairement exprimée à l'occasion du Grenelle de l'environnement et qui s'est traduite en 2008 par la mise en place du plan Écophyto. Ces deux appels avaient pour objectifs la production de connaissances et de méthodologies pour faire évoluer les procédures d'évaluation des risques des pesticides en milieux naturels. Trois domaines de recherche ont ainsi été définis : l'amélioration des réseaux de surveillance de la contamination de l'environnement par les pesticides, l'amélioration des procédures d'évaluation des risques *a priori* et la caractérisation des effets des pesticides sur les écosystèmes.

Un cinquième appel à propositions de recherche a été lancé en 2011. Dans le prolongement des précédents, il visait à fournir les éléments de connaissances aux décideurs politiques et aux acteurs de l'agriculture et de l'environnement, pour leur permettre de déclencher et de conduire le changement. Il avait pour objectif d'identifier des verrous éventuels à l'adoption des innovations et les moyens de les lever. L'appel a été organisé en prenant en compte les réflexions du « groupe d'experts recherche » du plan Écophyto autour de deux axes : l'évaluation des impacts des pesticides sur les services écosystémiques et les changements des pratiques et la proposition d'outils de gouvernance afin d'accélérer la transition vers les objectifs du plan Écophyto.

Le programme Pesticides participe ainsi à l'axe recherche du plan Écophyto piloté par le ministère chargé de l'Agriculture, qui porte sur l'innovation dans la conception et la mise au point d'itinéraires techniques et de systèmes de culture économes en pesticides.

À ce jour, le programme Pesticides a permis de sélectionner, de suivre et d'animer 57 projets de recherche : 36 financés par le ministère en charge de l'Écologie, 1 par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) et 20 dans le cadre du plan Écophyto sur des crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses gérés par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema).

Cet ouvrage présente les résultats de 40 projets de recherche conduits entre 1999 et 2014, dont certains, encore en cours lors de la rédaction, produiront des résultats complémentaires. Il comporte quatre parties.

La première traite de la réduction des risques de contamination de l'environnement par une meilleure compréhension des transferts de pesticides dans l'atmosphère,

le sol, les eaux superficielles et souterraines. L'identification et la compréhension des processus impliqués dans ces transferts entre les différents compartiments de l'environnement sont indispensables pour, à terme, mettre au point des pratiques agricoles permettant de réduire les risques de contamination par les pesticides.

La deuxième s'intéresse aux recherches visant à réduire les risques des pesticides sur les organismes et les écosystèmes par une meilleure compréhension de leurs effets. Les travaux ont porté sur l'étude des effets biologiques des pesticides : effets sublétaux sur les organismes, coût de la résistance aux pesticides, modifications structurales et fonctionnelles des communautés biologiques dans les écosystèmes terrestres, dulcicoles et marins.

La troisième est consacrée aux pratiques agronomiques innovantes permettant de réduire l'utilisation des pesticides. Il s'agit d'une part de concevoir et d'évaluer des méthodes de lutte pouvant se substituer aux pesticides dans les systèmes de culture actuels et d'autre part d'élaborer des stratégies de protection des cultures en intégrant une révision des systèmes de culture pour limiter en amont le développement des organismes nuisibles.

Enfin, la quatrième et dernière partie traite des conditions facilitant l'adoption de pratiques permettant de réduire les risques liés aux pesticides. Les recherches ont porté sur l'analyse des freins au changement de pratiques, les leviers qui pourraient être utilisés, notamment par les pouvoirs publics, et les outils à mobiliser.

Nous espérons que cet ouvrage aidera à l'élaboration et à la mise en œuvre de solutions pour limiter les risques environnementaux liés à l'usage des pesticides grâce à l'accent mis sur le transfert des résultats à leurs utilisateurs potentiels. Les décideurs, porteurs de politiques publiques, professionnels du monde agricole ou encore gestionnaires de l'environnement y trouveront des éléments pour concevoir et mettre en œuvre de nouvelles actions. Les chercheurs, les enseignants, mais aussi les étudiants accéderont à une synthèse des connaissances ainsi qu'à de nombreuses références scientifiques. L'ouvrage identifie également des lacunes scientifiques sur la question des pesticides et ouvre donc la réflexion sur de futures pistes de recherche.

Charles Manceau, directeur de la santé végétale, Anses,
président du conseil scientifique

Philippe Courtier, chef du service de la recherche,
ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie,
président du comité d'orientation

Partie 1

Transferts de pesticides
et réduction
de la contamination
de l'environnement

Depuis l'avènement d'une agriculture à vocation productive, les différents compartiments de l'environnement ont été progressivement contaminés par les intrants organiques ou chimiques utilisés parfois massivement. Alors que les eaux continentales de surface et souterraines souffrent d'une contamination⁶ quasi généralisée par les pesticides, les données relatives à la contamination de l'air et des dépôts atmosphériques restent fragmentaires. Toutefois, elles permettent de mettre en évidence la présence de pesticides dans toutes les matrices atmosphériques (gazeuse, liquide, particulaire), en concentrations variables dans le temps et l'espace. Enfin, bien qu'il n'existe pas de dispositif équivalent à ceux relatifs à l'eau et à l'air pour caractériser la contamination des sols par les pesticides, des exemples de contaminations chroniques (cuivre, chlordécone...) sont bien connus. Cette contamination généralisée des milieux par les pesticides soulève de nombreuses questions sur les impacts environnementaux et sanitaires induits (impacts sur la biodiversité, sur les écosystèmes, sur la santé humaine, sur la sécurité sanitaire des aliments, etc.). Les problèmes de contamination et les dangers qui en découlent sont souvent associés à la dispersion ou au transfert des pesticides. Un des leviers pour mettre au point des pratiques agricoles – et plus spécifiquement phytosanitaires – permettant de réduire ces risques de contamination est donc de limiter les transferts des pesticides dans l'environnement, ce qui nécessite l'identification et la compréhension de l'ensemble des processus impliqués dans ces phénomènes (figure 1.1).

Ces enjeux ont été placés au cœur du programme Pesticides depuis sa création. Ainsi, plusieurs appels à propositions de recherche (APR) ont encouragé les projets portant sur l'identification, la quantification et la hiérarchisation des voies de dispersion des pesticides, sur l'analyse de l'étendue et de la variabilité de la contamination des différents compartiments de l'environnement ou encore sur les mécanismes de rétention des molécules dans les milieux. Le programme Pesticides a ainsi soutenu une douzaine de projets sur la dynamique des pesticides dans l'environnement ; les résultats de neuf d'entre eux sont présentés dans cet ouvrage⁷.

6. La contamination est définie comme la présence anormale de substances dans un compartiment de l'environnement : l'emploi de pesticides constitue donc formellement une contamination. Le terme de pollution désigne quant à lui la présence de substances au-delà d'un seuil pour lequel des effets négatifs sont susceptibles de se produire (Aubertot *et al.*, 2005).

7. Les trois autres projets n'étaient pas terminés lors de la rédaction de cet ouvrage.

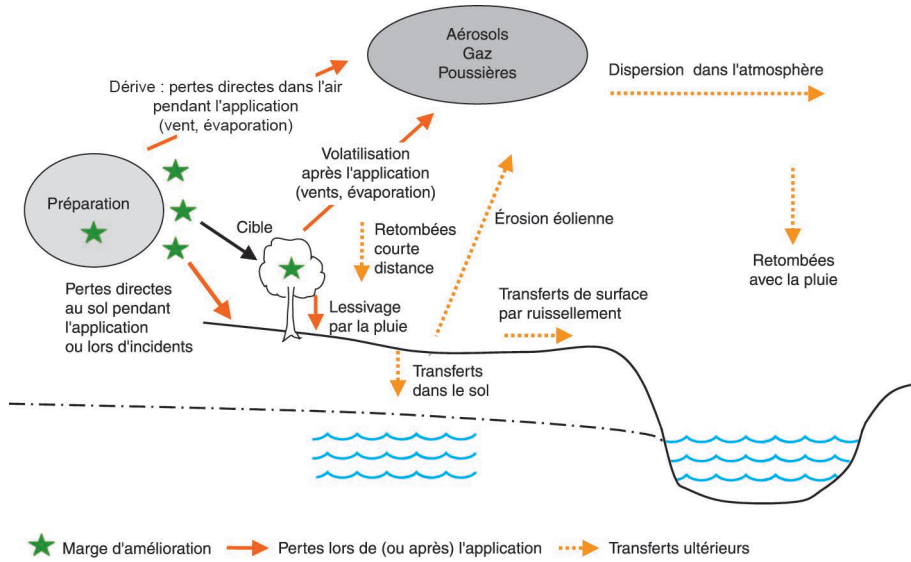


Figure 1.1. Mécanismes mis en jeu lors des épandages par pulvérisation. Les flèches indiquent les interactions avec les différents compartiments de l'environnement (d'après Aubertot *et al.*, 2005).

Parmi ceux-ci figurent quatre projets pionniers en France sur la dynamique des pesticides dans l'atmosphère. Ils se sont intéressés au passage en milieu aérien, pendant et après l'application, et au devenir des pesticides dans l'atmosphère. Le chapitre 1 leur est consacré. Cinq projets ont, quant à eux, traité du transfert et du devenir des pesticides dans les sols et dans les eaux continentales – superficielles ou souterraines –, dans différents bassins-versants agricoles de France métropolitaine ; leurs résultats sont présentés dans le chapitre 2.

1

Transfert et devenir des pesticides dans l'atmosphère

Les travaux financés dans le cadre du programme Pesticides ont permis de mieux appréhender le transfert et le devenir des pesticides dans l'atmosphère (figure 1.2), *via* :

- la quantification des phénomènes de dérive⁸ et de volatilisation⁹, et leur contribution à la contamination de l'environnement (Cellier *et al.*, 2004) ;
- l'étude de la dérive sur culture de vigne, de l'échelle locale à l'échelle subrégionale en relation avec le paysage (Brunet *et al.*, 2013) ;
- l'analyse des cinétiques et mécanismes de dégradation des pesticides dans l'atmosphère, en lien avec les variations des concentrations de pesticides en milieu urbain et rural (Mellouki *et al.*, 2007) ;
- l'étude de l'évolution spatio-temporelle des retombées atmosphériques de pesticides dans la moitié nord de la France (Chevreuil *et al.*, 2003).

Les résultats de ces travaux sont présentés en deux parties : la première traite des mécanismes de passage des pesticides dans l'atmosphère, après application ; la seconde aborde le devenir des pesticides dans l'atmosphère.

8. La dérive est la dispersion atmosphérique ayant lieu pendant l'application des gouttelettes de spray voire de la phase gazeuse. Elle est souvent quantifiée en mesurant les dépôts au sol des gouttelettes de spray proches de la parcelle traitée (Corpen, 2007a).

9. La volatilisation *stricto sensu* est le passage d'un composé de sa phase solide, liquide, en solution aqueuse ou adsorbé sur le sol vers la phase gazeuse. Dans son acception la plus large, le flux de volatilisation représente le flux global de composé depuis les compartiments sol ou plante vers le compartiment atmosphérique et comprend donc non seulement les processus de changement de phase, mais aussi les processus de transport.

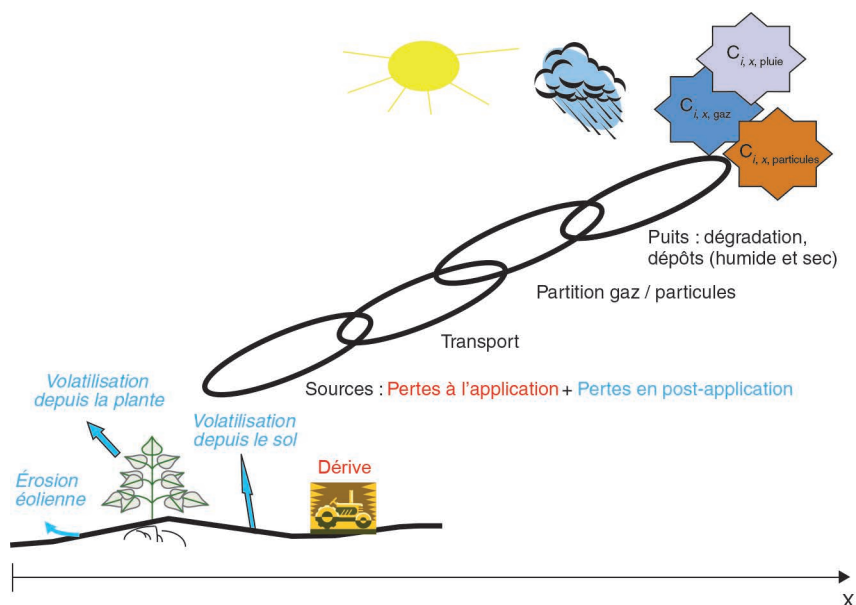


Figure 1.2. Transfert et devenir des pesticides dans l'atmosphère : principaux processus impliqués (© Bedos, Inra).

$C_{i,x}$ désigne la concentration du pesticide i à la distance X de la source dans la pluie, la phase gazeuse ou particulaire. Les notions de « sources » et « puits » sont définies en prenant comme système d'étude le compartiment atmo sphérique : les sources concernent les processus d'émissions de pesticides vers l'atmosphère, les puits désignent les processus engendrant une disparition du produit dans le compartiment atmosphérique.

Mécanismes de transfert des pesticides vers l'atmosphère

Dérive et volatilisation post-application

Dès les années 1990, des concentrations significatives et persistantes de pesticides sont détectées dans l'air urbain ou rural en France (Chevreuil *et al.*, 1996 ; Millet *et al.*, 1997), témoignant d'une émission vers l'atmosphère de ces composés, notamment par les surfaces agricoles, suivant différents mécanismes de transfert : pertes à l'application par dérive, pertes en post-application par volatilisation depuis la surface traitée (sol ou plante) ou érosion éolienne.

Très peu de travaux de recherche ont porté sur une analyse globale du devenir des pesticides à l'échelle du cycle cultural incluant ce transfert vers l'atmosphère. Si un modèle spécifique décrivant la volatilisation des pesticides a pu être mis au point au Canada (Scholtz *et al.*, 2002), rares sont les travaux concernant le contexte agricole français. Par ailleurs, la détermination des concentrations en pesticides dans l'atmosphère est complexe et nécessite le développement de protocoles expérimentaux et analytiques spécifiques (Bedos *et al.*, 2002a ; Clément *et al.*, 2000 ; Scheyer *et al.*, 2005).

Dans ce contexte, Cellier *et al.* (2004) ont eu pour objectifs de :

- mettre au point des méthodes de quantification des pertes à l'application par dérive et par volatilisation post-application, en situations agricoles réelles ;
- estimer le niveau de contamination de l'atmosphère selon la distance à l'application et selon la période considérée (application, post-application) ;
- mettre au point un modèle de simulation décrivant la volatilisation après application sur le sol et permettant d'analyser l'importance des différents facteurs liés aux pesticides, au sol, au climat et aux modes d'application ;
- évaluer la contribution du processus de volatilisation dans le bilan du devenir des pesticides dans l'environnement.

Caractérisation des émissions de pesticides vers l'atmosphère

Il n'existe pas encore de méthode analytique permettant une mesure directe de la concentration de pesticides dans l'air ambiant (bien que le *Proton Transfer Reaction – Mass Spectrometry* PTR-MS constitue une piste intéressante, Vesin *et al.*, 2012). La détermination de ces concentrations passe obligatoirement par une première étape de prélèvement par aspiration d'un volume d'air au travers d'un dispositif de rétention, suivie d'une étape d'extraction puis d'analyse. La quantification précise des concentrations est difficile, car les pesticides sont en faible concentration dans l'atmosphère (de l'ordre de quelques pg/m^3 à quelques ng/m^3 à l'écart des sources d'émission et de quelques ng/m^3 à quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à leur proximité ; van der Werf, 1996) et mélangés avec une multitude d'autres molécules organiques. Ceci nécessite de développer des méthodes d'échantillonnage et d'extraction performantes et des techniques d'analyse à la fois sensibles (avec des faibles seuils de détection) et précises (s'affranchissant des bruits de fond élevés et des interférences). Par ailleurs, les pesticides sont distribués dans les phases gazeuse et particulaire (c'est-à-dire sous forme d'aérosols¹⁰) et cette distribution, dépendant fortement des paramètres physico-chimiques des pesticides ainsi que des conditions météorologiques, est difficile à mesurer.

Le dispositif de prélèvement consiste en général en un filtre permettant la rétention des molécules adsorbées sur les aérosols particulaires et d'une cartouche contenant un adsorbant capable de fixer les pesticides à l'état gazeux. Les campagnes de mesures réalisées sur le territoire national révèlent que la phase particulaire des pesticides est généralement minoritaire, voire négligeable (Corpen, 2007a) ; cependant la partition gaz/particules reste incertaine. Pour permettre une description précise des cinétiques de contamination de l'atmosphère, les durées des prélèvements doivent être courtes. L'analyse est ensuite effectuée au laboratoire après désorption des pesticides retenus dans les cartouches de prélèvement. Cellier *et al.* (2004) ont ainsi développé plusieurs méthodes d'extraction des pesticides retenus dans l'adsorbant en fonction des composés étudiés et de leur concentration.

10. Un aérosol est une particule, solide ou liquide, d'une substance chimique ou d'un mélange de substances chimiques, en suspension dans un milieu gazeux.

Dans le cas des herbicides utilisés en grandes cultures, Briand *et al.* (2002a) ont retenu l'extraction par désorption thermique ou « thermodésorption ». Cette technique permet une injection directe des molécules dans le chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse (CG-SM). L'absence de dilution avant analyse permet l'obtention de limites de quantification très basses, ce qui est crucial pour calculer des flux de volatilisation (Bedos *et al.*, 2004). La thermodésorption n'est cependant pas applicable aux composés thermolabiles ou insuffisamment volatils pour être désorbés thermiquement.

Pour les pesticides thermolabiles ou non thermiquement désorbables, l'extraction est réalisée au moyen de solvants et d'ultrasons (Briand *et al.*, 2002b), puis les molécules sont analysées par CG-SM.

La quantification des pertes en pesticides par dérive au moment de l'application s'avère complexe. La dérive est souvent estimée à partir de deux approches :

- par la différence entre la quantité sortant du pulvérisateur (dose théorique calculée à partir de la mesure de la concentration en pesticides dans la bouillie) et celle arrivant sur la cible (sol et plantes) (dose appliquée mesurée) ; dans ce cas, elle correspond à l'ensemble des pesticides exportés en phase gazeuse et en phase particulaire dans l'air pendant l'application ;
- par les quantités déposées à proximité immédiate de la parcelle ; elle néglige alors la fraction des pesticides exportés à plus grande distance pendant l'application.

Ces deux aspects ont été explorés par Cellier *et al.* (2004) grâce à deux expérimentations menées en arboriculture et sur grandes cultures (application d'atrazine et d'alachlore sur culture de maïs).

Lors des expérimentations en grandes cultures, différentes modalités de calcul de la dose appliquée sur la cible ont été mises en œuvre afin de suivre la répartition entre le sol et la plante, tenant compte de l'hétérogénéité de l'application au niveau de la rampe du pulvérisateur. Le suivi de l'évolution spatio-temporelle du nuage de pulvérisation a permis, quant à lui, d'apprécier le phénomène de dérive, notamment du point de vue des dépôts et des niveaux de contamination induits à proximité de la zone d'application, et d'identifier les processus associés qui permettent de comprendre le phénomène : dépôts, dilutions, transformations (Ravier *et al.*, 2005). Dans ces expérimentations, les pertes par dérive estimées à partir de l'écart entre la dose arrivant sur la cible (mesurée) et la dose théorique étaient proches de 45 % pour l'atrazine et comprises entre 38 et 82 % pour l'alachlore ; ces valeurs élevées peuvent s'expliquer par des conditions climatiques exceptionnellement favorables à la dérive lors de l'application : un vent d'intensité moyenne, une température élevée et une humidité relative faible.

Des mesures effectuées dans un verger de pommiers et de poiriers ont montré des concentrations de pesticides souvent faibles en aval de la parcelle traitée (quelques dizaines de ng/m^3). Ce niveau est vraisemblablement lié aux caractéristiques des préparations commerciales et au type de pulvérisateur utilisé, très différent de ceux utilisés en grandes cultures : la taille des gouttelettes produites est beaucoup plus grande et leur projection sur les arbres à l'aide d'un ventilateur favorise la pénétration du spray dans le couvert végétal. Toutefois, en conditions agronomiques

réelles, il est difficile de distinguer les pertes liées à la dérive et les pertes en post-application, en raison du temps nécessaire pour la pulvérisation des parcelles de surface importante et de la périodicité des traitements lors des applications répétées.

L'étude du processus et l'estimation des potentiels de volatilisation des pesticides requièrent une maîtrise de certains paramètres pour pouvoir être réalisées dans des conditions proches de la réalité. C'est ce que permettent les tunnels de ventilation (figure 1.3), qui offrent l'avantage de pouvoir être placés au champ.



Figure 1.3. Exemple de tunnel de ventilation placé au champ (© Inra).

Développés pour l'étude de la volatilisation de l'ammoniac, ils ont été adaptés pour l'étude de la volatilisation de pesticides dans un contexte de grandes cultures (Bedos *et al.*, 2002b). L'adaptation a consisté à installer des adsorbants destinés au piégeage des pesticides. La répétabilité de l'estimation du flux de volatilisation est apparue tout à fait satisfaisante. En outre, le dispositif expérimental a permis de montrer que la dynamique du flux d'émission de l'herbicide étudié, la trifluraline, varie en fonction de l'humidité du sol, un des paramètres clés gouvernant la volatilisation. Après l'application, la volatilisation depuis un sol sec est plus faible qu'à partir d'un sol humide. Toutefois, à partir du 3^e jour après l'application, elle est plus forte que pour un sol initialement humide (figure 1.4). Ce comportement pourrait s'expliquer par un effet couplé de l'humidité et de la température du sol dont l'élévation est positivement corrélée à son état de dessiccation.

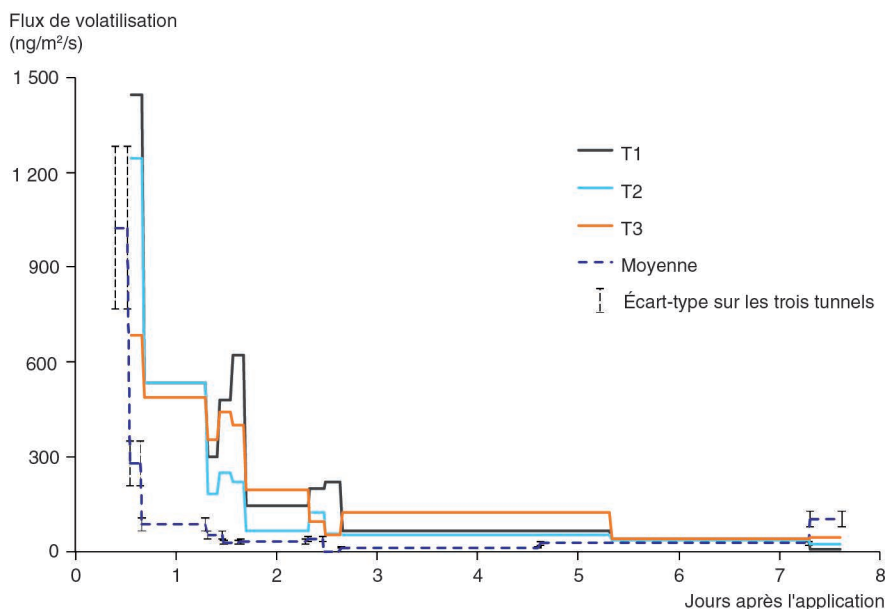


Figure 1.4. Flux de volatilisation de la trifluraline observés (en 2001) dans trois tunnels de ventilation présentant des taux d'humidité de sols différents (T1 : arrosage du sol avec 15 L/m² d'eau ; T2 : arrosage du sol avec 5 L/m² d'eau ; T3 : pas d'arrosage) et comparaison avec la moyenne des flux observés lors d'expérimentations précédentes (en 2000) (Cellier *et al.*, 2004).

À l'échelle de la parcelle, Cellier *et al.* (2004) ont appliqué la méthode micrométéorologique classique des gradients¹¹ pour trois herbicides sur deux situations agronomiques différentes (atrazine et alachlore sur maïs ; trifluraline sur sol nu avant semis de colza avec incorporation au sol 24 heures après l'application), dans deux contextes pédoclimatiques différents (Rennes en Bretagne et Grignon en Île-de-France). Le composé présentant le plus fort potentiel de volatilisation est la trifluraline, en raison de ses caractéristiques physico-chimiques. En termes de flux cumulés après 6 jours, 41 % de la dose appliquée mesurée a été perdue par volatilisation, 98 % de ces pertes ayant eu lieu avant l'incorporation au sol (enfouissement par un travail superficiel) (Bedos *et al.*, 2006). *A contrario*, les pertes sont de l'ordre de quelques pourcents de la dose appliquée pour l'alachlore et sont encore plus faibles pour l'atrazine (environ 0,1 %). Par ailleurs, un cycle diurne du flux de volatilisation des trois herbicides a été observé, avec un minimum de volatilisation la nuit et un maximum le jour (figure 1.5) (Briand *et al.*, 2003) ; dans le cas de la trifluraline, le fort pic de volatilisation qui suit l'application masque ce cycle le premier jour. L'heure d'occurrence du pic de volatilisation dans la journée

11. La méthode des gradients permet de calculer des flux de volatilisation de composés à partir de la mesure des gradients verticaux de concentrations en pesticides dans l'air au-dessus de la parcelle émettrice, des gradients d'intensité du vent et des gradients de la température de l'air.

semble liée aux conditions pédoclimatiques locales (conditions de température et de contenu en eau du sol). Enfin, le flux de volatilisation chute de plusieurs ordres de grandeur après l'incorporation au sol de la trifluraline (enfouissement par un travail superficiel).

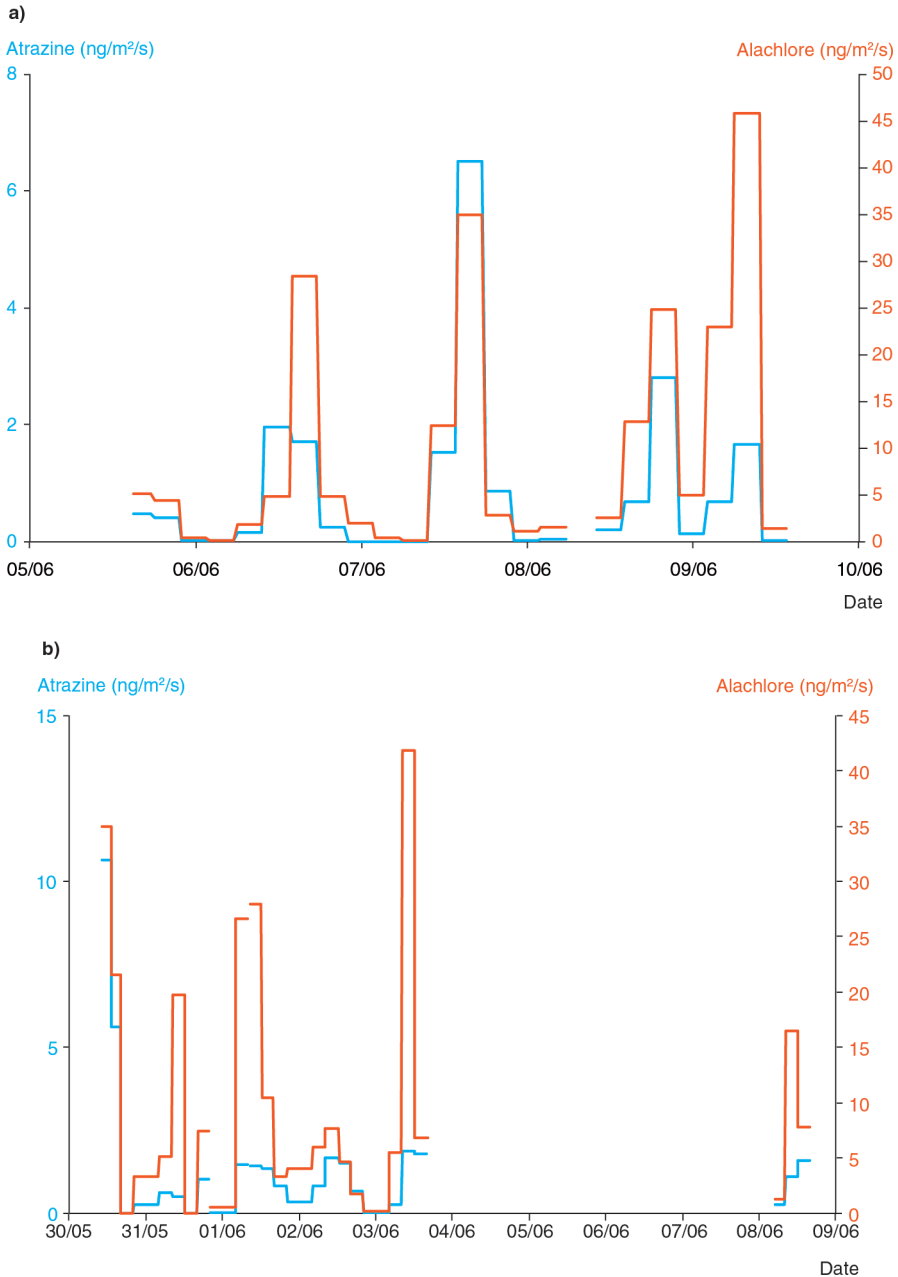


Figure 1.5. Flux de volatilisation de l'atrazine et de l'alachlore ; expérimentations à Rennes en 2000 (a) et 2001 (b) (Cellier *et al.*, 2004).

Les données obtenues ont permis de tester une méthode d'estimation des flux de volatilisation par modélisation inverse, en utilisant le modèle de dispersion/dépôt FIDES¹² (Loubet *et al.*, 2001). Les résultats ont montré la pertinence de cette approche où, moyennant la connaissance des conditions de turbulence locales et de la concentration en pesticides à une seule hauteur au-dessus de la parcelle traitée, le flux de volatilisation peut être calculé de manière tout à fait satisfaisante. La précision requise pour la détermination de la concentration peut être moins élevée que pour la méthode des gradients, ce qui constitue un avantage.

Estimation de l'exposition en milieu urbain

Une campagne de prélèvement des phases atmosphériques (gazeuse et particulaire) a été conduite entre mi-mars et mi-juin 2003 à Rennes, dans un site urbain placé sous les vents dominants à proximité de zones agricoles (Cellier *et al.*, 2004). La détection des pesticides en milieu urbain est apparue fortement corrélée aux applications de pesticides dans les zones agricoles proches. Vingt-sept composés ont pu être identifiés à des concentrations variables. Elles étaient cependant faibles et dans tous les cas inférieures à 1 ng/m³. Ces faibles concentrations peuvent s'expliquer par un effet de dilution lié aux mouvements des masses d'air, mais également par la dégradation chimique et photochimique des composés dans l'atmosphère. L'atrazine et l'alachlore étaient les deux composés les plus fréquemment rencontrés. À plusieurs reprises, l'atrazine était accompagnée de ses dérivés déalkylés (désisopropylatrazine et déséthylatrazine). La période de l'étude coïncidait avec les applications d'herbicides sur le maïs, ce qui explique la détection de ces deux métabolites, ainsi que de la sulcotrione, qui étaient alors les trois substances actives les plus utilisées sur ce type de culture en Bretagne. Différents fongicides du blé ont également été détectés à des concentrations et fréquences significatives (époxyconazole, cyproconazole, cyprodinyl), correspondant au second traitement fongicide sur les céréales.

Prévision des flux de volatilisation

Cellier *et al.* (2004) ont développé le modèle Vol'Air pesticides (figure 1.6), qui a pour principal objectif de prévoir les flux de volatilisation depuis un sol nu après application à partir de données sur les conditions pédoclimatiques et sur les pratiques culturales (caractéristiques des intrants apportés, mode d'application, irrigation...). Il décrit ainsi le transfert à l'échelle de la parcelle entre deux compartiments distincts, le sol et l'atmosphère, à un pas de temps infra-horaire, ce qui permet de décrire la dynamique des flux durant la journée. Le modèle est également capable de prendre en compte diverses techniques d'enfouissement ou d'incorporation des intrants, ainsi que les différentes techniques d'irrigation utilisées.

12. Le modèle FIDES (*Flux Interpretation by Dispersion and Exchange over Short range*) permet de calculer une concentration dans l'atmosphère en aval d'une source connue pour des couverts de structures variées. À l'origine, il a été conçu pour l'étude de dépôt sec d'ammoniac à proximité des sources et validé par comparaison avec des modèles lagrangiens. Ce modèle peut être également utilisé en mode inverse pour estimer un flux de volatilisation, à partir des concentrations mesurées à une hauteur choisie au-dessus de la source et de mesures micrométéorologiques standard.

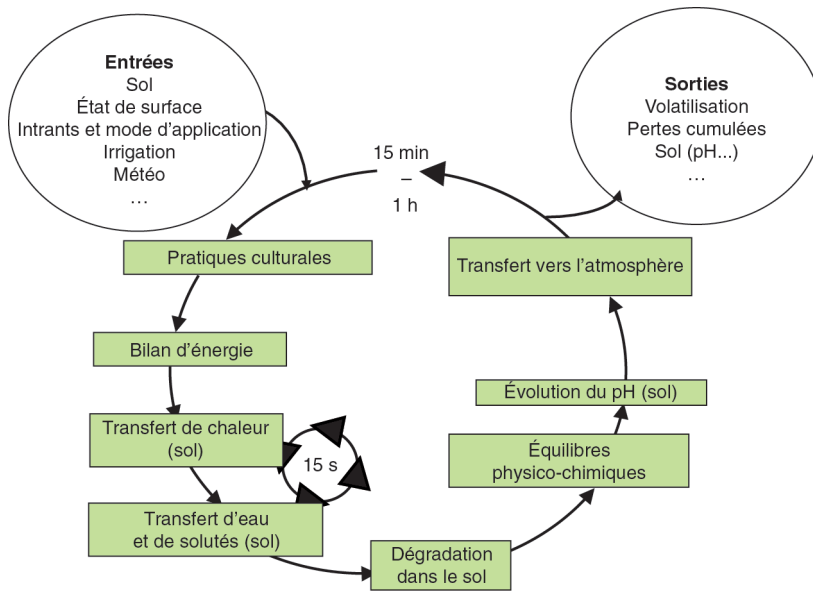


Figure 1.6. Modèle Volt'Air et chaînage de ses modules (Cellier *et al.*, 2004).

Testé avec les jeux de données obtenus au champ, le modèle Volt'Air reproduit de manière satisfaisante les conditions pédoclimatiques locales et l'ordre de grandeur des flux de volatilisation. Il permet de décrire le fort pic de volatilisation observé après l'application pour la trifluraline, ainsi que le cycle diurne décrit précédemment et l'effet de l'incorporation sur la volatilisation (Bedos *et al.*, 2009). Des développements ultérieurs ont permis, en particulier, d'insérer une paramétrisation de l'adsorption¹³ en fonction du contenu en eau du sol (Garcia *et al.*, 2014), ce qui permet de mieux appréhender l'évolution diurne des flux.

Modèle de bilan environnemental

Depuis les années 1990, des approches « bilan environnemental » sont appliquées aux problématiques agricoles, dans un but de diagnostic et d'identification des pratiques les plus respectueuses de l'environnement (Gosse, 1998). Une des étapes critiques dans ce type d'approche est l'estimation des flux de matière responsables des impacts environnementaux lors de la production agricole au champ (Lambert, 1996). Cellier *et al.* (2004) ont proposé l'utilisation d'un modèle, *Pesticide Root-Zone Model* PRZM (Mullins *et al.*, 1992), pour l'estimation des flux des pesticides. Ce modèle simule, pour un pas de temps journalier, l'ensemble des processus pilotant le devenir des pesticides : dégradation par la microflore du sol, phénomènes de sorption, transport vertical descendant dans le sol, transport

13. L'adsorption est un mécanisme physico-chimique d'accumulation au niveau des interfaces solide/liquide/gaz.

horizontal par ruissellement et érosion superficielle, absorption par la culture et volatilisation. L'approche utilisée dans PRZM pour simuler la volatilisation à partir du sol est assez simple et similaire à celles employées par d'autres modèles de devenir des pesticides (Vancloster *et al.*, 2003). Cellier *et al.* (2004) ont montré que la profondeur d'imprégnation du pesticide en surface du sol était le paramètre le plus sensible du modèle. Une fois ce paramètre bien calé, le modèle a permis de restituer les flux observés (expérience de Grignon 2002) et d'estimer les autres termes du bilan environnemental de la trifluraline, montrant l'intérêt d'une incorporation rapide du pesticide pour minimiser les impacts environnementaux.

Les travaux de Cellier *et al.* (2004) ont fourni des méthodes expérimentales de mesure de concentrations et d'estimation du potentiel de volatilisation de quelques pesticides (tunnels de ventilation, méthodes de laboratoire...), qui sont transposables à d'autres composés moyennant les mises au point analytiques adéquates. Les outils numériques développés (Volt'Air Pesticides) ou testés (PRZM, FIDES) peuvent également être appliqués à d'autres molécules ou contextes pédoclimatiques. Les données de référence sur des pas de temps courts, acquises à l'aide de méthodes micrométéorologiques, permettent de disposer d'un jeu de données utilisable pour tester d'autres outils de simulation. D'un point de vue pratique, les niveaux de concentration de pesticides observés soulignent l'intérêt de disposer de méthodes de mesures très sensibles, ceci d'autant plus qu'il paraît nécessaire de compléter les mesures sur des pas de temps journaliers voire hebdomadaires, réalisées actuellement par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA), par des mesures sur des pas de temps plus courts (horaires) afin d'appréhender plus finement les cinétiques de concentration des pesticides dans l'air.

Influence des conditions de pulvérisation et des aménagements paysagers

Afin d'évaluer les concentrations aériennes et les retombées de pesticides, une modélisation de la dispersion atmosphérique s'avère indispensable pour mieux comprendre les processus en jeu et alimenter les systèmes d'aide à la décision relatifs aux pesticides (de Leeuw *et al.*, 2000). De nombreux modèles de dispersion existent (par exemple, Davakis et Degliannis, 2000 ; Derwent *et al.*, 1989 ; Mensink et Maes, 1997), mais la plupart d'entre eux ont été développés pour estimer la qualité de l'air à une échelle régionale ou continentale. Leur résolution est donc grossière et les flux de surface y sont représentés par des paramétrisations très simples des processus d'émission et de dépôt. Si ces modèles sont d'une utilité indéniable, ils n'en restent pas moins insuffisants, car il est également nécessaire de travailler à des échelles beaucoup plus fines, et ce pour plusieurs raisons :

- une réduction des pertes aériennes des pesticides peut s'opérer dès la source d'émission : la géométrie du système de pulvérisation, le couvert végétal et les conditions microclimatiques et topographiques locales ont un impact fort sur les quantités de produit dispersées par dérive ;
- plusieurs types d'aménagements peuvent être mis en place afin de limiter l'impact de la contamination aérienne (mise en place de zones non traitées, de zones

tampans, de haies, pulvérisation sous filets, etc.) ; l'étude de leurs effets conduit à s'intéresser aux caractéristiques du paysage autour de la parcelle traitée ;

- les modèles de qualité de l'air précédemment évoqués prévoient des niveaux de contamination de fond et donc des expositions essentiellement moyennes ; il est judicieux de s'intéresser aussi à des pics de contamination pendant ou juste après un épandage, à des échelles spatiales beaucoup plus réduites mettant en jeu les populations voisines et les écosystèmes environnants.

Dans ce contexte, Brunet *et al.* (2013) ont travaillé sur la prévision du potentiel d'exportation des pesticides dans l'air et de dépôt sur le sol, à des échelles comprises entre celle de la parcelle et celle du paysage environnant jusqu'à plusieurs kilomètres, afin de :

- prévoir l'impact des conditions de pulvérisation sur les pertes aériennes par dérive ;
- permettre une étude optimisée des aménagements susceptibles de limiter ces pertes ;
- établir des cartes de concentration en pesticides dans l'air et dans les dépôts au sol, de l'échelle locale à celle du paysage, permettant d'évaluer les indices d'exposition potentielle pour un suivi épidémiologique et la mise en place de mesures préventives.

L'étude a été effectuée sur la vigne, culture pérenne grande consommatrice de pesticides. Les problèmes de dérive sur vigne sont par ailleurs particulièrement importants dans la mesure où les appareils utilisent un flux d'air de forte énergie cinétique (pour pulvériser les gouttelettes de bouillie contenant les pesticides) et où la végétation constitue une « barrière » verticale qui détourne une partie de ces jets vers l'atmosphère.

Brunet *et al.* (2013) ont ainsi développé un outil générique de simulation de la dispersion aérienne des applications de pesticides consécutive à une pulvérisation. L'étude s'est focalisée sur la description de la dérive prenant pour hypothèse que les pesticides restent à l'état initial de préparation phytosanitaire ; le déterminisme de leur volatilisation, de leur changement de phase atmosphérique ou de leur dégradation n'a pas été abordé. Le travail de modélisation a été complété par la réalisation de deux expérimentations de terrain afin d'évaluer les modèles et de mesurer les parts respectives des produits qui se déposent au sol, qui sont interceptés par le feuillage et qui s'échappent par voie aérienne lors d'une pulvérisation réelle.

Développement d'un modèle de simulation de la dérive des pesticides

Brunet *et al.* (2013) ont utilisé le modèle atmosphérique *Advanced Regional Prediction System* (ARPS), développé au Center for Analysis and Prediction of Storms (CAPS) pour simuler la dynamique de l'atmosphère à l'échelle régionale. De manière à pouvoir étudier la turbulence atmosphérique à des échelles spatiales plus fines (échelles des couverts végétaux, parcelles de forêts), ce modèle avait été précédemment modifié et validé pour des couverts végétaux homogènes et hétérogènes, en représentant explicitement l'action de la végétation sur le vent (Dupont *et al.*, 2010 ; Dupont et Brunet, 2008a, b et c, 2009). Le modèle ARPS repose sur la méthode de simulation des grandes échelles ou *Large Eddy Simulation* (LES),

qui permet de calculer les champs de vitesse instantanés et de reproduire, avec un maillage suffisamment fin, les structures tourbillonnaires et leur dynamique dans le couvert végétal et à proximité. La dispersion des gouttelettes de pesticides est modélisée par une approche dite lagrangienne, qui calcule le trajet individuel de chaque gouttelette, et ce pour des milliers de gouttelettes, après leur émission par un pulvérisateur. Une autre plateforme de modélisation a également été utilisée, BatchDriftX (Bozon *et al.*, 2010), permettant de disperser, à l'échelle d'une petite région, la quantité de pesticides sortant d'une parcelle émettrice, préalablement évaluée par le modèle ARPS.

Les travaux de Brunet *et al.* (2013) ont permis différentes avancées méthodologiques :

- la simulation du transport d'un nuage de pesticides émis par pulvérisation, par l'introduction de particules lagrangiennes dans une description numérique en mode LES ;
- la simulation du jet de pulvérisation lui-même en sortie de buse ;
- l'estimation de la propagation du nuage de pesticides sur plusieurs kilomètres par le couplage de ce modèle avec un modèle de transport à plus longue distance.

Étude de la dispersion aérienne des pesticides en lien avec la dynamique du vent

Brunet *et al.* (2013) ont tout d'abord étudié l'écoulement du vent à l'intérieur et au-dessus du couvert de vigne, pour trois directions de vent : perpendiculaire, à 45° et parallèle aux rangs. Cette analyse a été effectuée numériquement en utilisant le modèle atmosphérique ARPS et expérimentalement sur une parcelle de vigne instrumentée de la région des Graves en Gironde (site d'Arbanats). Les principales conclusions sont décrites ci-après (Chahine *et al.*, 2014).

De manière générale, les valeurs statistiques caractérisant le vent sur une parcelle expérimentale sont reproduites par le modèle ARPS d'une manière satisfaisante, quelle que soit la direction du vent. Les quelques écarts observés sont à associer soit à la variabilité verticale de la densité foliaire, soit au fait que l'analyse statistique des mesures n'a porté que sur des vents strictement perpendiculaires, à 45° et parallèles.

Les principales caractéristiques géométriques de l'écoulement dans la vigne concordent bien avec les observations et les mesures effectuées par d'autres auteurs. Lorsque le vent est perpendiculaire aux rangs, ou décalé de 45°, sa vitesse horizontale diminue dans ces derniers puis augmente dans les inter-rangs. Deux phénomènes tourbillonnaires dominent ses mouvements verticaux : (i) au sein du couvert se forment des structures turbulentes dans la cavité formée par deux rangs adjacents, avec une partie ascendante dans l'inter-rang et une partie descendante dans le rang ; (ii) au sommet des rangs de vigne se forment des tourbillons se traduisant par une ascendance au-dessus des rangs et un mouvement descendant dans les inter-rangs. En vent parallèle aux rangs, de tels tourbillons ne sont pas observés ; l'air est plutôt accéléré dans les inter-rangs par un effet de canalisation et décéléré dans les rangs qui opposent un frein à l'écoulement.

Les statistiques de vent sont similaires à celles calculées sur un couvert végétal homogène. Elles présentent toutefois une certaine variabilité horizontale, notamment en vent parallèle où l'écoulement s'apparente à une superposition d'écoulements sur un couvert végétal dense dans les rangs et d'écoulement sur sol nu dans les inter-rangs.

Les caractéristiques aérodynamiques du couvert de vigne varient selon la direction du vent. En vent perpendiculaire ou à 45°, la hauteur de déplacement et la rugosité aérodynamique sont plus importantes qu'en vent parallèle.

En conclusion, le modèle ARPS est globalement capable de prévoir la dynamique du vent dans des couverts en rangs, aussi bien à l'échelle des rangs qu'à celle de la parcelle. Les résultats montrent que les écoulements atmosphériques sur des couverts en rangs ont des propriétés similaires aux écoulements sur couverts homogènes. Ces résultats ont été confirmés et complétés lors des expérimentations de dispersion sur vigne artificielle (Irstea, Montpellier), aboutissant aux principales conclusions suivantes :

- la dispersion du nuage de gouttelettes à l'échelle des rangs, et donc les champs de concentration résultants, paraissent globalement bien reproduits par le modèle numérique ;
 - les variations spatiales des dépôts de pesticides simulés et modélisés au voisinage du pulvérisateur sont similaires : le dépôt sur la végétation s'effectue essentiellement sur le premier rang de vigne en aval du pulvérisateur, tandis que le dépôt au sol diminue en fonction de la distance à ce dernier, à un taux tel que la moitié de ce dépôt se produit dans les deux premiers inter-rangs ;
 - l'action du couvert sur les jets d'air du pulvérisateur et la dispersion sont bien détectées par le modèle : les jets se dissipent en présence du couvert et les niveaux de concentration sont réduits à la traversée des rangs de vigne, ce qui induit une réduction locale de dépôt au sol ;
 - afin de simuler correctement la dispersion des pesticides à l'échelle de quelques rangs, les jets d'air du pulvérisateur doivent être pris en compte dans les simulations.
- Par ailleurs, quelques résultats relatifs aux conditions pratiques de pulvérisation et à leur optimisation ont été obtenus :
- les traitements assistés par l'air nécessitent une orientation optimale des diffuseurs de jets d'air, dans la mesure où ces derniers sont des facteurs qui favorisent aussi la dérive ; cette optimisation peut être réalisée à l'aide du modèle atmosphérique utilisé ;
 - à courte distance, la dispersion de pesticides dans les rangs de vigne est fortement dominée par le jet du pulvérisateur plutôt que par le vent lui-même ; les pertes vers l'atmosphère semblent indépendantes des conditions météorologiques lorsque les mesures sont effectuées dans la zone d'influence du pulvérisateur (quelques mètres autour de ce dernier).

Impact des conditions de pulvérisation et des aménagements sur la dispersion

Brunet *et al.* (2013) ont entrepris une étude numérique sur l'influence de la structure de la vigne et du type de pulvérisateur sur la dispersion aérienne des pesticides. Quatre cas typiques de vignes ont été considérés, représentatifs des

régions bordelaise et languedocienne, différant surtout par la densité du feuillage, ramenée à l'unité de surface de sol. Deux matériels de pulvérisation ont été considérés : un pulvérisateur de type pneumatique et un pulvérisateur de type jet porté (atomiseur), chacun présentant deux configurations différentes selon le nombre de jets pris en compte (deux ou trois canons pour le premier, trois ou quatre buses pour le second, conférant aux appareils différents degrés de performance). Dans chaque simulation, les quantités respectives de pesticides se déposant au sol, interceptées par la végétation et s'échappant par voie aérienne ont été quantifiées. Les pertes atmosphériques ont été estimées à partir de la quantité de pesticide traversant le plan horizontal situé 2,80 m au-dessus des trois premiers rangs en aval de l'injection.

Les résultats mettent en évidence la grande variabilité des pertes aériennes selon les conditions de simulation. Le premier facteur est la pulvérisation elle-même : avec les réglages pris en compte dans la simulation, le pulvérisateur pneumatique à deux canons semble entraîner une dérive au vent beaucoup plus forte que les autres et le pulvérisateur à jet porté à quatre buses est celui qui entraîne les plus faibles pertes. En outre, la structure de la vigne a un effet qui peut être important : avec le pulvérisateur pneumatique à deux canons, on observe des pertes trois fois plus importantes en Graves qu'en Saint-Émilion. Ces premiers résultats demandent à être confirmés par des observations complémentaires. La différence essentielle entre Graves et Saint-Émilion réside ici dans la densité de feuillage qui est plus de deux fois plus forte dans la seconde situation, mais cette densité varie fortement pendant la saison. Cette étude illustre l'utilisation qui peut être faite de l'outil de simulation développé par Brunet *et al.* (2013).

Un des moyens pour limiter la dérive au vent des pesticides consiste à arrêter le panache par une structure absorbante, comme un rideau d'arbres ou une haie, disposée en aval de la parcelle traitée. Brunet *et al.* (2013) ont utilisé le modèle développé pour tester ce genre d'aménagement. Ils ont ainsi réalisé une étude numérique pour évaluer l'impact d'une haie brise-vent en aval d'une parcelle de vigne. Quatre configurations de base ont été choisies en fonction de la direction du vent (parallèle ou perpendiculaire aux rangs de vigne) et selon la présence ou non d'une haie. La figure 1.7 illustre, dans le cas où le vent est perpendiculaire aux rangs, l'impact de la présence d'une haie et de sa densité. En aval de la parcelle, les concentrations aériennes sont plus fortes en l'absence de haie ; celle-ci bloque une partie du nuage de pesticides, mais aussi le dévie vers le haut et l'entraîne plus loin, mais en faible quantité. Cet effet est d'autant plus marqué que la haie est dense.

Dans les différents cas de figure, les niveaux d'exposition potentielle ont été évalués à l'aval de la parcelle comme la concentration cumulée sur la durée de la pulvérisation, à hauteur de respiration d'homme (1,5 m). Les résultats obtenus mettent bien en évidence l'action de la haie sur la réduction de l'exposition aux pesticides ; en vent perpendiculaire, on observe par exemple une réduction de 50 % en aval d'une haie dense d'indice de surface foliaire (LAI) égal à 8. En présence d'une haie, les résultats en aval de la parcelle traitée sont assez peu sensibles à l'orientation des rangs de vigne.

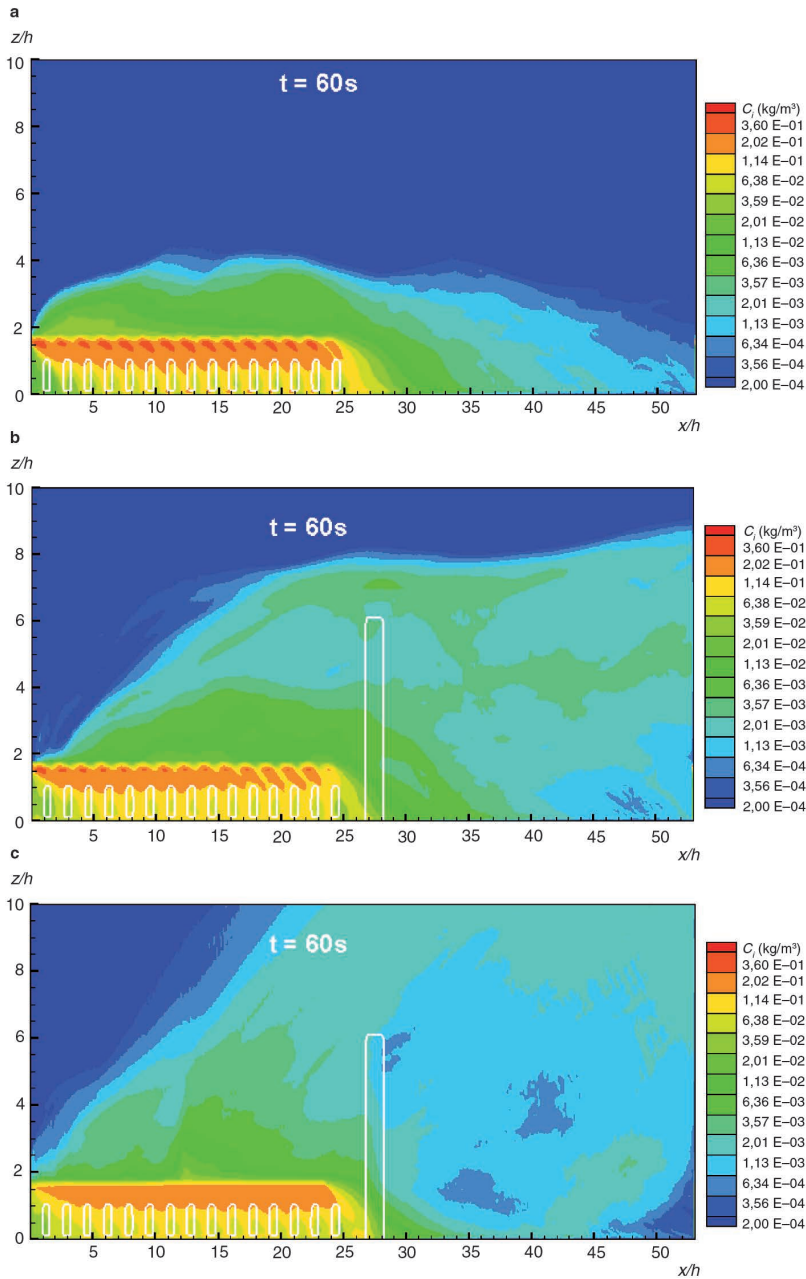


Figure 1.7. Champs de concentration en pesticides (C_i), cumulés sur 60 secondes de pulvérisation et intégrés selon la direction transversale, dans le cas d'un vent perpendiculaire aux rangs de vigne (schématisés par les petits tracés blancs), avec ou sans haie en aval (schématisée par le grand tracé blanc) : (a) sans haie, (b) avec une haie d'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index*, LAI) égal à 2, (c) avec une haie de LAI égal à 8. L'abscisse représente la distance x depuis le bord de la parcelle (normalisée par la hauteur h de la vigne) et l'ordonnée l'altitude z à partir du sol (normalisée elle aussi par h) (Brunet *et al.*, 2013).

En revanche, cette orientation a un impact certain en l'absence de haie : le cas d'un vent parallèle aux rangs, sans haie, s'avère être particulièrement défavorable, avec des niveaux de concentrations des pesticides dans l'air nettement plus forts (jusqu'à cinq fois plus) en sortie de parcelle.

Étude de la dispersion régionale

La dispersion régionale a été modélisée à l'aide de la plateforme BatchDriftX, fruit d'une collaboration entre l'Irstea et l'université de Montpellier. BatchDriftX a été construit à partir du code DriftX, qui calcule la dispersion des quantités émises vers l'air pendant les traitements (Bozon *et al.*, 2008 ; Brun, 2007). Ce modèle a par la suite été couplé avec un système d'information géographique (SIG) pour créer la plateforme. Brunet *et al.* (2013) l'ont ici modifié pour pouvoir y intégrer les émissions vers l'atmosphère obtenues par le code LES.

À titre d'exemple, plusieurs simulations ont été réalisées dans la zone du bassin-versant de Neffiès (Hérault), en considérant séparément les cas du plateau et de la vallée. Sur la base d'une étude climatique régionale, les trois situations les plus probables en termes de direction et de vitesse du vent ont été retenues. Dans chaque cas, deux conditions de dispersion sont considérées, l'une conduisant aux émissions vers l'air les plus fortes (perte de 16,4 g de produit par seconde, soit 30 % de la quantité pulvérisée, pour une densité de vigne très faible et une bonne performance de pulvérisation) et l'autre conduisant aux émissions les plus faibles (2,2 mg/s, soit 0,004 % de la quantité pulvérisée, pour une densité de végétation moyenne et une très bonne performance de pulvérisation). Les figures 1.8 et 1.9 présentent les masses théoriques de produits dispersés par une pulvérisation au-dessus de la région considérée, sous hypothèse de régime permanent, dans le cas des émissions fortes. Pour les émissions faibles, les panaches sont inchangés, seules les valeurs diffèrent en proportion des quantités perdues pendant la pulvérisation. Les valeurs présentées sous les cartes correspondent aux masses de pesticides présentes dans l'air au-dessus de la zone urbanisée.

La prise en compte des taux d'émission vers l'atmosphère, calculés dans un premier temps à l'aide de la méthode LES, montre ici tout son intérêt, car leur variabilité est très importante, ce qui se traduit par une variation tout aussi importante des masses dispersées sur la zone urbanisée. Ces variations sont beaucoup plus importantes que celles liées à l'orientation et à la vitesse du vent. Les émissions de produits vers l'atmosphère peuvent paraître importantes (jusqu'à 17,8 kg au-dessus de la zone urbanisée), mais il s'agit de la quantité totale de bouillie pulvérisée : la quantité réelle de substance active est très variable en fonction du produit appliqué, puisque les propriétés physico-chimiques des substances actives de pesticide diffèrent et que les concentrations dans les bouillies varient de quelques dizaines de grammes à plusieurs kilogrammes pour 100 litres d'eau. Les résultats de ces simulations montrent donc l'intérêt du couplage d'un modèle de dispersion, de l'intégration de la méthode LES et d'un SIG pour calculer et représenter les quantités émises dans une zone sensible (zone urbanisée).

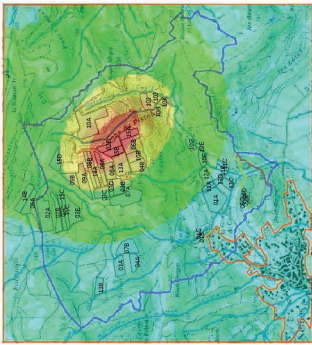
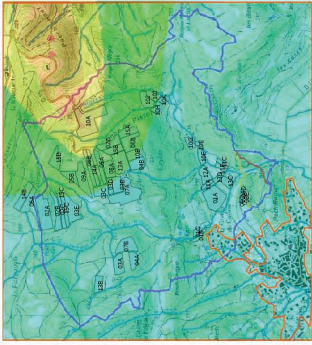

Configurations les plus probables pour les parcelles du plateau			
Direction du vent (°)	127,5	67,5	210
Vitesse du vent (km/h)	2,6	4,7	9,5
Probabilité	0,15	0,10	0,23
Simulations 0 0,015 0,030 0,045 0,060 > 0,060 (kg/m ²)			
	Masse dissipée au-dessus de la zone urbanisée (kg) Perte : 1,64 E-2 kg/s	3,86	3,23
Perte : 2,22 E-6 kg/s	5,3 E-4	4,4 E-4	2,41 E-3

Figure 1.8. Simulation de la masse théorique de produits dispersés sur le bassin-versant de Neffies (Hérault) pour une émission forte sur le plateau. Le plateau est situé essentiellement dans le quart nord-est de l'image, ainsi que dans le coin sud-est. La zone urbanisée est située au sud-ouest de la carte et entourée d'un liseré orange (43 ha, soit 6 % de la zone totale). Le point d'émission se situe à la pointe du panache vert sur la carte de droite (Brunet *et al.*, 2013).

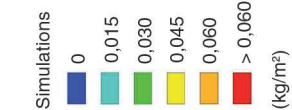
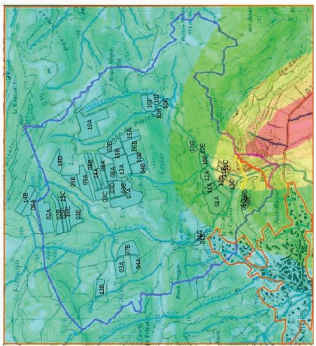
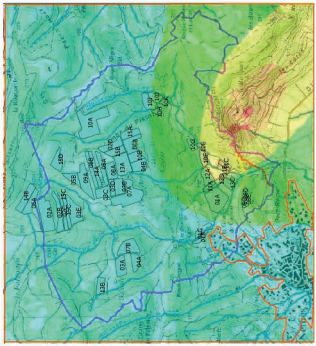
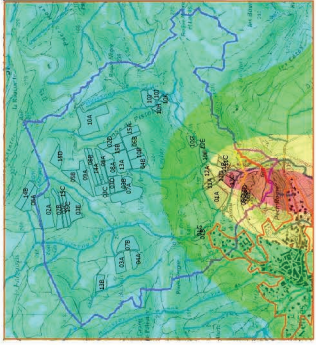
Configurations les plus probables pour les parcelles de la vallée			
Direction du vent (°)	142,5	112,5	195
Vitesse du vent (km/h)	5,1	4,6	3,9
Probabilité	0,19	0,13	0,15
Simulations 			
	Masse dissipée au-dessus de la zone urbanisée (kg) Perte : 1,64 E-2 kg/s	7,22	5,69
Perte : 2,22 E-6 kg/s	9,8 E-4	7,7 E-4	1,86 E-3

Figure 1.9. Simulation de la masse théorique de produits dispersée sur le bassin-versant de Neffiès (Hérault) pour une émission forte dans la vallée (cf. figure 1.8). Le point d'émission se situe à la pointe du panache rouge sur la carte de droite (Brunet *et al.*, 2013).

Les travaux de Brunet *et al.* (2013) ont permis d'élaborer et de tester une méthodologie de simulation de la dispersion aérienne d'un nuage de pesticides après pulvérisation, apte à quantifier l'exposition potentielle en aval de la parcelle traitée et à l'échelle de la petite région. Ils ont alors pu mettre en avant quelques conclusions pratiques, quant à l'impact des conditions de pulvérisation : parmi les quelques cas considérés, le pulvérisateur à jet porté à quatre buses apparaît ainsi le plus à même de minimiser le phénomène de dérive. En outre, ils ont montré l'intérêt de la présence de haies pour réduire l'exposition aux pesticides à l'aval de la parcelle. Si Brunet *et al.* (2013) se sont restreints à l'étude de la vigne, le caractère générique de la modélisation développée devrait toutefois permettre une extension ultérieure de l'approche à d'autres couverts (vergers, cultures basses, etc.).

Devenir des pesticides dans l'atmosphère

Présence et dégradation des pesticides dans l'atmosphère

Dans l'atmosphère, les pesticides sont distribués entre les phases gazeuse, aqueuse et particulaire. Cette distribution dépend fortement des propriétés physico-chimiques des pesticides ainsi que des conditions météorologiques. Les pesticides sont éliminés de l'atmosphère par dépôts secs et/ou humides (*via* la pluie) et par réactions chimiques. En phase gazeuse, ces réactions impliquent des oxydants atmosphériques tels que les radicaux hydroxyles (HO•), l'ozone (O₃) et les radicaux nitrates (NO₃•), ainsi que la photolyse par rayonnement solaire. Il n'existe que peu de données sur la dégradation en phase gazeuse et le suivi des concentrations journalières ou mensuelles des pesticides dans l'air. Or, la connaissance de ces concentrations dans l'air ambiant ainsi que des données cinétiques et mécanistiques de dégradation sont nécessaires pour évaluer les impacts sur l'environnement et la santé des populations exposées. Dans ce contexte, Mellouki *et al.* (2007) ont conduit des campagnes de terrain pour suivre les profils de concentrations d'un certain nombre de pesticides utilisés en Région Centre, en parallèle d'études en laboratoire sur le devenir atmosphérique de quatre pesticides et d'une série de composés organiques azotés utilisés comme modèles. Les études de terrain ont été menées sur deux sites, l'un représentatif d'une atmosphère urbaine (situé au nord de la ville d'Orléans) et l'autre représentatif d'une atmosphère rurale (Mareau-aux-Prés, 15 km au sud-ouest d'Orléans).

Comparaison des contaminations de l'atmosphère en milieu urbain et rural

Les campagnes de terrain conduites par Mellouki *et al.* (2007) montrent que les pesticides sont présents dans l'atmosphère aussi bien en milieu rural qu'en milieu urbain (figure 1.10). Toutefois, les concentrations les plus élevées sont enregistrées en milieu rural : la concentration moyenne annuelle (tous pesticides confondus) y est environ deux fois supérieure qu'en milieu urbain. Des différences de comportement ont aussi été observées entre ces deux milieux. Ainsi, certains pesticides, tels que l'azoxystrobine (fongicide), ont été observés uniquement en milieu rural alors que d'autres, tels que le diuron (herbicide), n'ont été observés qu'en milieu

urbain. Néanmoins, 44 % des pesticides recherchés ont été détectés sur les deux sites. Certains pesticides interdits depuis plusieurs années – comme le lindane (1998) – étaient encore détectés dans l’air ambiant en 2003-2004, montrant une contamination chronique de l’atmosphère.

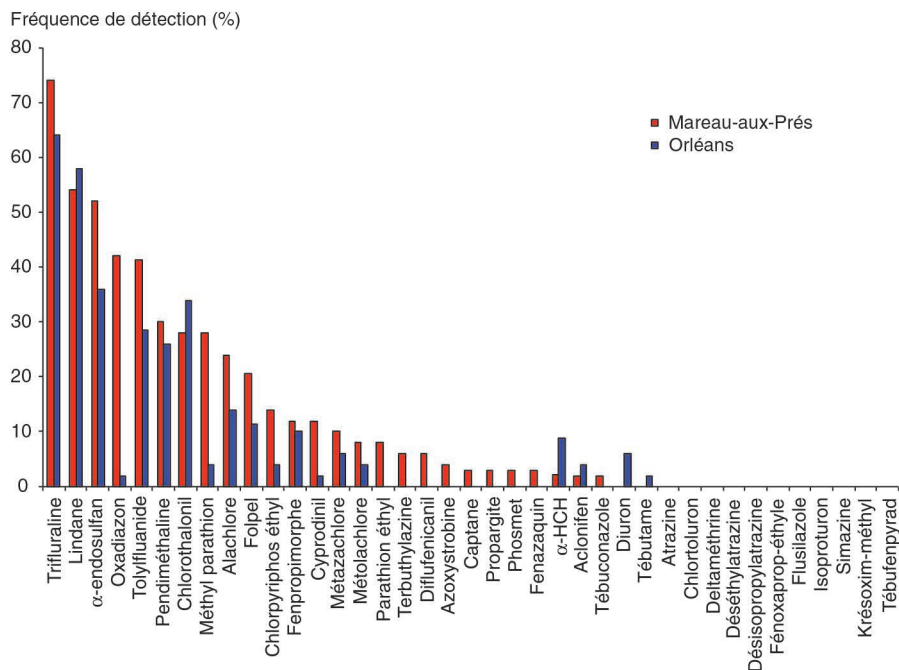


Figure 1.10. Fréquence de détection des molécules recherchées durant l’année 2003 sur les sites de Mareau-aux-Prés et Orléans (prélèvements hebdomadaires) (Mellouki *et al.*, 2007).

Variations saisonnières et journalières des concentrations de pesticides dans l’atmosphère

À la contamination chronique évoquée précédemment, s’ajoute une contamination ponctuelle lors des périodes d’épandage de pesticides. Mellouki *et al.* (2007) ont ainsi montré une variation saisonnière bien distincte en fonction de l’usage des pesticides (figure 1.11) :

- les herbicides sont largement présents dans l’air ambiant de l’automne au début du printemps ;
- les fongicides se retrouvent dans l’air essentiellement durant l’été ;
- les insecticides ont tendance à être plus présents dans l’air durant le printemps et l’été.

Ces résultats montrent la dépendance des contaminations aériennes aux pratiques agricoles. L’analyse individuelle de chaque pesticide détecté indique l’existence de variations saisonnières spécifiques qui résultent de la compétition entre les sources (pulvérisation, volatilisation, érosion et transport à court ou long terme) et les puits (dégradation chimique ou photochimique, dépôt sec et humide de la

substance active). Ainsi, certains pesticides font une brève apparition annuelle, uniquement pendant le mois de leur utilisation, puis disparaissent complètement de l'atmosphère, témoignant de leur faible persistance environnementale. C'est le cas par exemple du propargite (acaricide), du phosmet (insecticide), du tébuconazole (fongicide), du captane (fongicide) et du métolachlore (herbicide). D'autres disparaissent de l'atmosphère uniquement pendant la saison hivernale, c'est le cas par exemple du lindane (insecticide), de l'oxadiazon (herbicide) et de l'endosulfan (insecticide). La présence du lindane, interdit depuis 1998, suggère que le relargage post-application conditionne plus au moins le comportement de ces substances dans l'air ambiant. Enfin, certaines molécules telles que la trifluraline (herbicide) sont caractérisées par une forte présence toute l'année sauf pendant la période estivale au cours de laquelle leurs concentrations deviennent faibles, voire indétectables. L'ubiquité du lindane et de la trifluraline dans l'air ambiant en dehors de la saison froide conforte ici l'importance de l'émission de pesticides dans l'air ambiant par volatilisation post-application mise en évidence par Cellier *et al.* (2004).

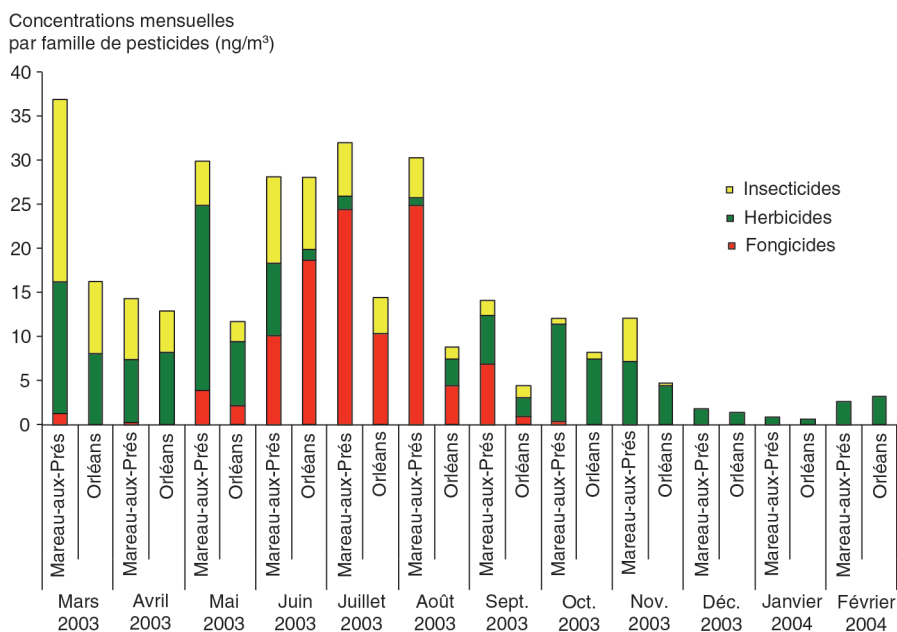


Figure 1.11. Comportements annuels des pesticides suivant l'usage sur les sites de Mareau-aux-Prés et Orléans (Mellouki *et al.*, 2007).

L'étude de la variation journalière de la trifluraline a montré que, pendant les périodes caractérisées par une forte activité photochimique, la présence de cette molécule à l'écart des parcelles traitées n'est observée que dans les prélèvements nocturnes. Ce constat ne contredit pas ceux de Cellier *et al.* (2004), qui ont travaillé sur l'émission de la molécule. Aucune variation nette de la concentration journalière de cette molécule n'est observée lors des périodes où la photochimie est

moins active. Ceci indique que la trifluraline est susceptible de disparaître par voie photochimique dans le compartiment aérien. Ce résultat, confirmé par les études en chambre de simulation, montre que la disparition de cette molécule pendant la saison estivale est conditionnée par l'activité photochimique. Le comportement journalier du chlorothalonil (fongicide) est inverse de celui de la trifluraline : les concentrations sont plus élevées le jour que la nuit. L'absence de ce composé a été aussi notée durant les événements pluvieux. La forte humidité nocturne, liée à la solubilité de ce composé, suggère que le dépôt humide est l'un des facteurs déterminant les variations de ses concentrations journalières dans l'air.

Cinétiques et mécanismes de dégradation des pesticides dans l'atmosphère

En utilisant une chambre de simulation atmosphérique (cf. exemple en figure 1.12), Mellouki *et al.* (2007) ont déterminé les constantes de vitesse de réaction avec les radicaux HO• et l'ozone du dichlorvos (acaricide), du diazinon (insecticide), de la trifluraline (herbicide), de la fenpropidine (fongicide) et de la diéthylaniline (composé azoté intervenant dans la fabrication de produits organiques et pharmaceutiques, modèle de la trifluraline). Ils ont également déterminé les produits de réaction et mesuré les constantes de photolyse. Ces composés réagissent rapidement avec les radicaux HO• et ce processus représente un puits potentiellement important dans la troposphère¹⁴. Leur photolyse par le rayonnement solaire semble être aussi un processus important, notamment pour la trifluraline pour laquelle il s'agit du puits atmosphérique dominant. Certains phénomènes de dégradation étudiés s'accompagnent de la formation d'aérosols : il s'agit des réactions de HO• avec le diazinon, la trifluraline, la diéthylaniline, la fenpropidine ainsi que de la photolyse de la trifluraline. Des recherches complémentaires sont nécessaires pour identifier la composition chimique de ces aérosols, ce qui permettrait de caractériser au moins en partie leurs effets toxiques.

À partir des constantes de vitesse obtenues, Mellouki *et al.* (2007) ont calculé les durées de vie troposphériques des pesticides étudiés et de la diéthylaniline (tableau 1.1), durées correspondant au temps au bout duquel la concentration est réduite à 37 % de la concentration initiale.

Tableau 1.1. Durées de vie (temps au bout duquel la concentration est réduite à 37 % de la concentration initiale) des pesticides étudiés et de la diéthylaniline vis-à-vis des différents processus de dégradation (Mellouki *et al.*, 2007).

	Dichlorvos	Diazinon	Trifluraline	Diéthylaniline	Fenpropidine
Photolyse	> 2 j	> 1 j	14 min		
Réaction avec O ₃			> 7 j		
Réaction avec HO•	5 h	4 h	8 h	1 h	1 h

14. La troposphère est la partie de l'atmosphère terrestre située au plus proche de la surface du globe, jusqu'à une altitude d'environ 8 à 15 km, selon la latitude et la saison.

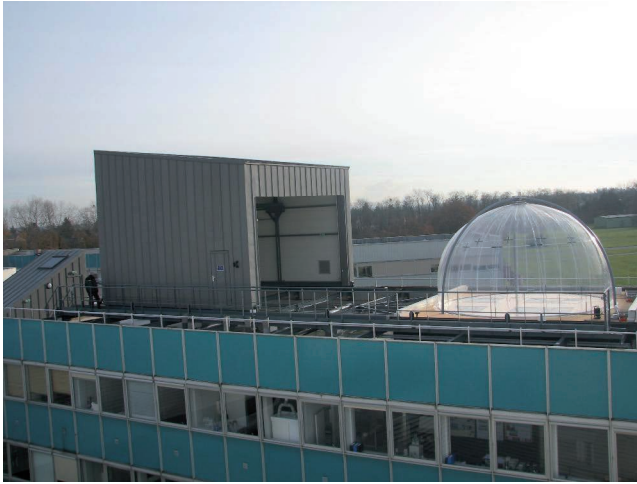


Figure 1.12. Chambre de simulation atmosphérique Helios (CNRS Orléans) dédiée aux études des processus chimiques atmosphériques (© Mellouki, CNRS).

En résumé, ces pesticides et la diéthylaniline ont des durées de vie courtes dans la troposphère, de quelques minutes à quelques heures. Par conséquent, ils seront dégradés près des sources d'émission et auront un impact atmosphérique principalement à l'échelle locale. Il est donc peu probable qu'ils soient transportés sur de longues distances. Néanmoins, la dégradation atmosphérique de ces composés conduit à la formation de produits plus stables et parfois plus toxiques, comme c'est le cas pour le dichlorvos dont la décomposition produit du phosgène (hautement toxique).

Les données cinétiques et mécanistiques obtenues ont été utilisées pour tenter d'expliquer les profils de concentrations des pesticides détectés dans les deux sites, urbain et rural. Ainsi, il a été montré que la trifluarine est détruite rapidement par photolyse ce qui est cohérent avec sa non-détection pendant l'été. Toutefois, ce pesticide, qui a une durée de vie courte, est détecté tout le reste de l'année, ce qui conduit à penser que le processus de volatilisation post-application doit être important pour cet herbicide.

Les résultats de Mellouki *et al.* (2007) confirment que les conditions météorologiques jouent un rôle clé, aussi bien dans les variations saisonnières que dans les variations journalières. Ainsi, les profils annuels observés peuvent être avancés ou décalés dans le temps suivant les conditions météorologiques influençant le développement des plantes adventices et des parasites, et donc indirectement l'utilisation des pesticides. Les conditions météorologiques déterminent les variations de concentration des pesticides dans l'air par volatilisation post-application et jouent également un rôle important dans les phénomènes de dispersion et de dégradation.

Les résultats des études de terrain conduites par Mellouki *et al.* (2007) ont confirmé que les pesticides sont présents aussi bien en milieu rural qu'en milieu urbain, les niveaux de concentration les plus importants étant enregistrés

en milieu rural. Ils ont également montré l'existence d'une variation saisonnière bien distincte en fonction de l'usage de ces pesticides et de leur éventuelle volatilisation post-application. Par ailleurs, les études de réactivité, constituant pour la plupart des premières investigations dans le domaine, ont permis de mieux appréhender les cinétiques et les mécanismes de dégradation des pesticides dans l'atmosphère. La mise en évidence de la prédominance d'un mécanisme par rapport aux autres reste cependant difficile, compte tenu du faible nombre d'observations, du manque d'information sur les pratiques agricoles et les périodes réelles d'utilisation et de la forte dépendance de ces processus aux phénomènes météorologiques.

Retombées atmosphériques de pesticides

Les travaux qui ont révélé la présence de composés organochlorés dans des précipitations en milieu continental datent du milieu des années 1960 (Wheatley et Hardman, 1965). Les techniques de prélèvement d'échantillons de gaz, adaptées à l'analyse des micropolluants organiques dans l'air ambiant, n'ont permis la détermination de composés rémanents qu'au cours de la décennie suivante (Bidleman, 1981). Les études ultérieures ont montré que l'atmosphère pouvait être, pour les milieux aquatiques, une source de contamination aussi importante que les rejets directs ou indirects. Pour certains écosystèmes dits « éloignés », particulièrement distants des activités anthropiques, les apports atmosphériques sont la seule source de contamination. En Europe, c'est le cas des lacs alpestres d'altitude où la présence de triazines a été observée dans la colonne d'eau (Buser, 1990). L'atmosphère joue ainsi un rôle déterminant dans le transport à moyenne ou longue distance de nombreux composés organiques rémanents. Van der Werf (1997) rapporte des pourcentages pouvant atteindre 50 à 90 % des quantités de pesticides appliquées, selon la nature du produit et son mode d'application. La contamination de l'air se produirait pour plus de 80 % par volatilisation post-application à partir des cultures (sols et végétaux), après traitement, et non au cours des pulvérisations (Faasen, 1995).

Après dispersion dans l'atmosphère essentiellement à l'état gazeux, une partie des pesticides retombe au sol entraînée par les précipitations. Une autre partie, associée aux aérosols particuliers, s'y dépose lors des périodes de temps sec. La totalité des dépôts atmosphériques de pesticides, par temps sec et par temps de pluie (retombée totale), peut être collectée en continu en intégrant ces deux modes de dépôt. Afin d'évaluer l'impact de ces apports atmosphériques à l'échelle d'un bassin-versant, plusieurs auteurs ont comparé la quantité annuelle de retombées à celle exportée par le cours d'eau. Il apparaît, d'après les estimations faites pour l'atrazine et l'alachlore, que les apports atmosphériques sur le bassin-versant peuvent être équivalents ou supérieurs à la quantité transportée par le cours d'eau (Goolsby *et al.*, 1993 ; Wu, 1981). Dans ce contexte, Chevreuil *et al.* (2003) ont analysé l'évolution saisonnière de la concentration en pesticides dans les retombées atmosphériques totales, en menant une étude dans la moitié nord de la France métropolitaine. L'étude a été réalisée en 2000 sur six sites placés dans trois types d'environnement : agricole (bocage, cultures intensives...), urbain et

forestier. Afin de suivre la progression de la contamination, les sites ont été choisis à la même latitude sur un axe transversal Bretagne-Île-de-France-Vosges, se situant sous des vents dominants orientés d'ouest en est (figure 1.13, tableau 1.2).

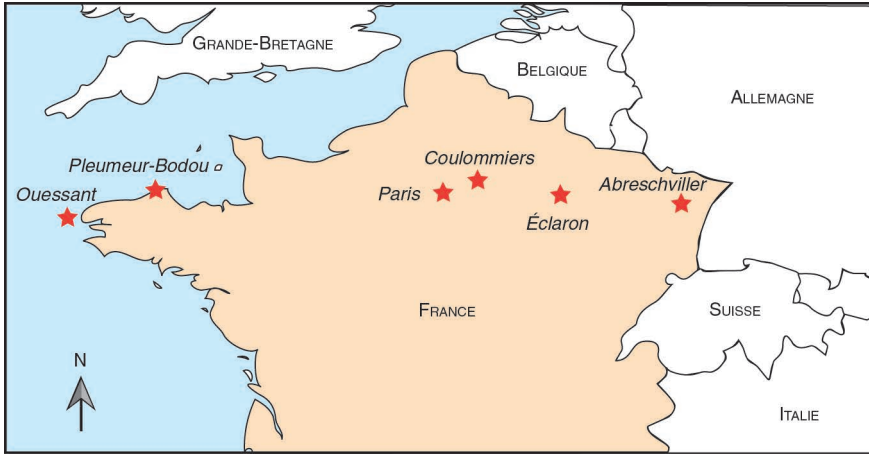


Figure 1.13. Localisation des six sites de prélèvement des retombées atmosphériques (Chevreuil *et al.*, 2003).

Tableau 1.2. Description des six sites de prélèvement des retombées atmosphériques (Chevreuil *et al.*, 2003).

Nom du site	Description
Ouessant (Côtes d'Armor)	Station insulaire la plus à l'ouest, située à proximité du littoral breton Station de référence par vents d'ouest, afin de préciser les pesticides et les concentrations caractérisant le « bruit de fond » pouvant résulter d'un transfert transatlantique Station permettant, sous d'autres régimes de vents, de définir l'influence des activités locales ou régionales sur le niveau de contamination des dépôts
Pleumeur-Bodou (Côtes d'Armor)	Site rural Station permettant de tester si la contamination des retombées atmosphériques progresse depuis Ouessant, ces deux sites étant distants d'environ 100 km
Paris	Site urbain situé en aval de la Bretagne par vents de secteur ouest (vents dominants), représentatif des apports atmosphériques de pesticides au centre d'une grande agglomération
Coulommiers (Seine-et-Marne)	Site rural situé à une soixantaine de kilomètres à l'est de Paris, représentatif de la zone de grandes cultures de l'Île-de-France et notamment de la Brie
Éclaron (Haute-Marne)	Site également représentatif d'une zone de culture intensive Station sous l'influence de vents dominants de secteur ouest ayant traversé deux régions très agricoles, la Brie et la Champagne
Abreschviller (Moselle)	Site forestier dans le massif vosgien, éloigné de toute zone de culture Station située à l'est des régions agricoles, susceptible d'être contaminée par des apports longue distance

Les échantillons ont été collectés au printemps, saison caractérisée par des pluies abondantes et période au cours de laquelle l'utilisation des pesticides est maximale, et poursuivis en été. Les prélèvements ont ainsi été réalisés de mars à août pour toutes les stations. L'ensemble des dépôts atmosphériques par les pluies a été collecté en continu et intégré sur une semaine.

Le choix des molécules suivies a été établi à partir de la liste des 38 substances actives prioritaires présentant un intérêt au niveau européen (Patty *et al.*, 1998) et pouvant être dosées par une méthode multirésidus (chromatographie en phase gazeuse avec détecteurs spécifiques et/ou couplée à la spectrométrie de masse). Seize molécules susceptibles d'être décelées dans les retombées atmosphériques ont été retenues :

- des triazines : atrazine, déséthylatrazine (DEA), désisopropylatrazine (DIA), simazine, terbuthylazine, amétryne, prométryne, terbutryne, cyanazine ; la DEA et la DIA étant deux produits de dégradation de l'atrazine (et également de la simazine pour la DIA), leur suivi permet d'étudier les processus de transport et de suivre la dégradation des molécules mères ;
- des chloroacétanilides : alachlore et métolachlore ;
- des organochlorés : isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH) (α -HCH et γ -HCH ou lindane), hexachlorobenzène (HCB), pp'dichlorodiphényltrichloroéthane (pp'DDT) et pp'dichlorophényléthylène (pp'DDE, produit de dégradation du pp'DDT).

Apports atmosphériques d'herbicides

Entre mars et août 2000, les concentrations totales en herbicides (triazines et chloroacétanilides) dans les retombées ont d'abord augmenté régulièrement pour toutes les stations de mesures, avec un maximum observé entre mai et juin, avant de diminuer progressivement pour être proches de la limite de détection fin août (figure 1.14).

Ceci met en évidence un impact marqué du traitement des cultures de l'année, avec une période de contamination maximale des eaux de pluie postérieure à celle des traitements. Ainsi, cette dynamique montre que l'origine de la contamination des formations nuageuses résulterait principalement d'émissions différées à partir des cultures. La présence concomitante, dans les précipitations, de l'atrazine et de deux de ses principaux métabolites produits par les bactéries du sol, la DEA et la DIA, conforte cette hypothèse d'émission par volatilisation post-application à partir des cultures. Ces résultats sur la dynamique des concentrations sont en accord avec ceux de Cellier *et al.* (2004) sur la volatilisation au droit des parcelles et de Mellouki *et al.* (2007) sur la contamination de l'air ambiant. Cependant, cette contamination est limitée dans le temps comme dans l'espace. Les émissions par volatilisation d'herbicides cessent en été avec le dessèchement des sols et ces molécules sont rapidement lessivées ou photodégradées dans l'atmosphère.

Sur le site d'Ouessant, les seuls composés qui ont pu être quelquefois détectés sont l'atrazine, la DEA, la DIA et l'alachlore, avec des concentrations faibles dont le total n'a jamais excédé 100 ng/L. Le maximum détecté correspond à une période de pluie associée à un vent d'est, ce qui suggère que la contamination d'Ouessant à cette période est due à des traitements effectués sur le continent.

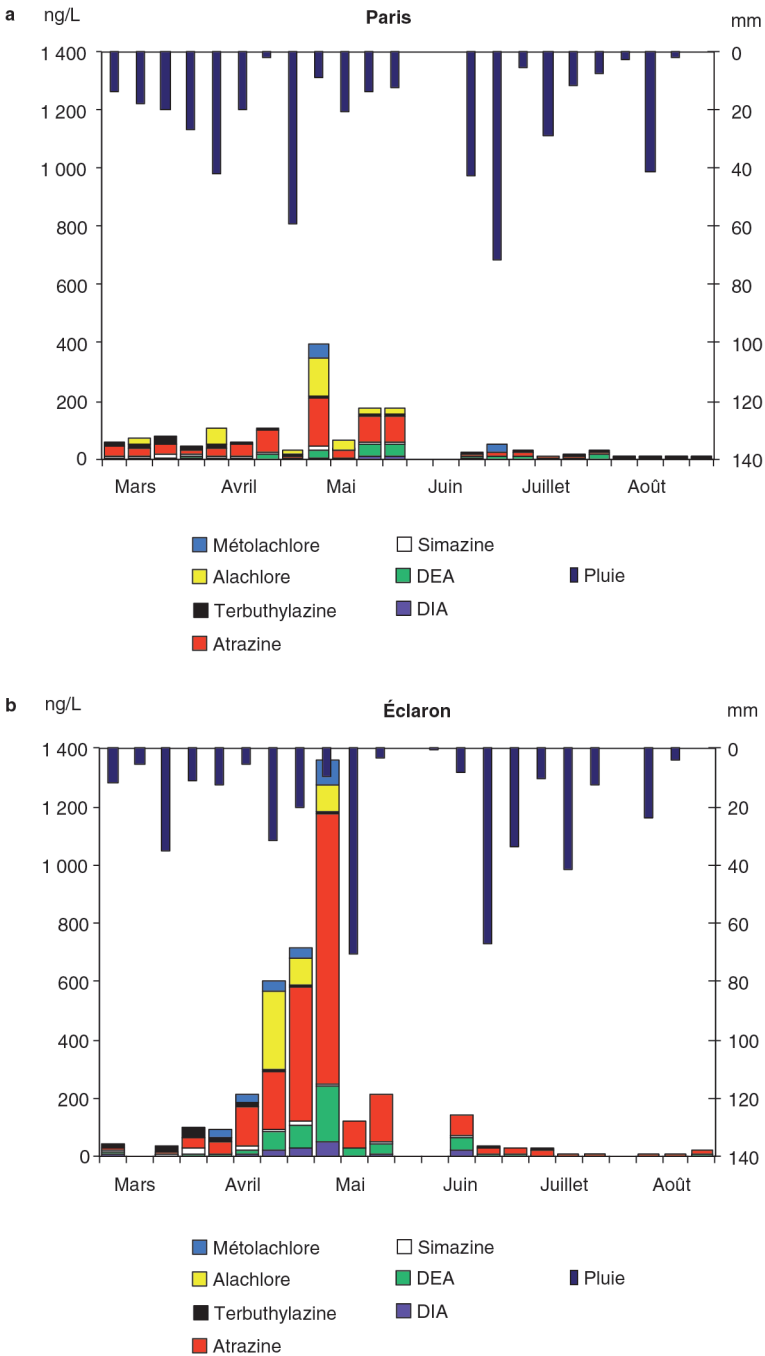


Figure 1.14. Évolution entre mars et août 2000 des précipitations (mm) et des concentrations totales en herbicides dans les stations de Paris (a) et Éclaron (b) (Chevreuil *et al.*, 2003).

Les différences mesurées entre les stations mettent en évidence l'importance de la proximité des zones agricoles. Les concentrations mesurées sont maximales sur le site d'Éclaron, environnement le plus agricole, atteignant près de 1 400 ng/L pour l'ensemble des herbicides mesurés. Les minima sont de 400 ng/L en milieu urbain à Paris et de moins de 200 ng/L en milieu forestier dans les Vosges à Abreschviller. Les produits rencontrés varient d'une station à l'autre, l'atrazine et ses produits de dégradation ainsi que l'alachlore étant détectés dans toutes les stations. Pour les herbicides analysés, il semble que la contamination par les dépôts atmosphériques ait lieu principalement à l'échelle régionale voire locale (Blanchoud *et al.*, 2002). L'atrazine représente la source de contamination principale sur toutes les stations. Certains produits comme la terbuthylazine, l'alachlore et le métolachlore ne semblent pas être utilisés de façon uniforme sur le bassin-versant de la Marne (Paris, Coulommiers et Éclaron). Dans le cas de l'alachlore, la terbuthylazine et la simazine, les retombées sont plus élevées à Coulommiers. Cependant, pour l'atrazine et ses produits de dégradation ainsi que pour le métolachlore, les apports sont maximaux à Éclaron. L'alachlore et le métolachlore sont utilisés sur les cultures de maïs, comme l'atrazine, mais les retombées atmosphériques ont une répartition différente. Ces chloroacétanilines ont des propriétés physico-chimiques qui favoriseraient leur maintien dans la phase vapeur aux dépens de leur lessivage. En restant en plus forte proportion dans la phase gazeuse, elles seraient alors plus exposées à la dégradation photolytique, ce qui réduirait leur possibilité de transport à longue distance, comme cela a été démontré par les travaux ultérieurs de Mellouki *et al.* (2007).

Les flux atmosphériques correspondent au cumul des quantités de pesticides déposés annuellement par temps sec et par temps de pluie. Ils ont été calculés à partir des concentrations moyennes de pesticides dans les retombées et de la pluviométrie annuelle. Du fait d'une pluviométrie quasi similaire sur l'ensemble des stations, les flux de retombées ont la même répartition que celle des concentrations. Le tableau 1.3 présente ces flux pour chaque station.

Tableau 1.3. Flux atmosphériques totaux et pluviométrie pendant la période d'étude (à la suite de difficultés de collecte à Ouessant, seuls quelques échantillons ont été prélevés ; les résultats ne sont pas présentés) (Chevreuil *et al.*, 2003).

Pesticides (en $\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Pleumeur-Bodou	Paris	Coulommiers	Éclaron	Abreschviller
Atrazine	16,9	11,0	16,0	37,1	14,1
DEA	4,8	3,8	4,5	9,0	4,4
DIA	1,6	0,6	1,5	2,9	1,6
Simazine	3,4	1,2	3,3	1,5	0,4
Terbuthylazine	0,2	1,9	5,3	2,2	1,0
Alachlore	16,5	4,5	15,1	11,2	2,3
Métolachlore	5,8	2,4	0,9	3,3	Non déterminé
Total des pesticides	49,2	25,4	46,6	67,2	23,8
Pluviométrie (mm)	408	467	385	421	669

Apports atmosphériques d'insecticides organochlorés

Les pesticides organochlorés étaient interdits en France au moment de l'étude (1976 pour le DDT, 1998 pour le γ -HCH), mais leur détection dans l'atmosphère laisse penser que des sources de contamination existent toujours (Granier et Chevreuril, 1997). Chevreuril *et al.* (2003) ont cherché à savoir si cette contamination était d'origine internationale, avec un transport transatlantique, liée au relargage de produits persistant dans les sols ou à des émissions sur le territoire français postérieures à leur interdiction.

La première campagne de prélèvement d'ouest en est a été effectuée d'octobre 1999 à octobre 2000 ; les principaux résultats sont présentés dans la figure 1.15.

Au cours d'un cycle annuel, on observe un accroissement des concentrations de γ -HCH d'ouest en est jusqu'à la station de Coulommiers, située en zone d'agriculture intensive. Il apparaît que des émissions différées de lindane (composé à plus de 99 % de γ -HCH) à partir des sols agricoles contribuent encore à maintenir sa présence dans le compartiment atmosphérique. Cependant, aucun élément ne permet de préciser la part respective des émissions dues à des emplois antérieurs ou postérieurs à son interdiction. En effet, il a été expérimentalement démontré que les émissions différées pouvaient être plus importantes en durée et en intensité, plus d'un an après le traitement, à la suite d'un travail du sol (Voldner et Li, 1995) et d'une augmentation des températures au printemps. Si une concentration maximale de 40 ng/L est observée à Coulommiers au début du printemps (en avril), cette valeur reste très inférieure à celles de 1992 et 1993 (350 et 160 ng/L). En outre, cette hausse de contamination est plus précoce que celles observées auparavant en Île-de-France et en Alsace, ce qui renforce l'hypothèse d'une volatilisation accrue lors des labours en début de printemps. Par ailleurs, le site de référence de l'île d'Ouessant présente les plus faibles concentrations en lindane, mais l'un des échantillons de la première semaine d'avril présente une concentration maximale de l'ordre de 5,6 ng/L, équivalente à celle de l'échantillon de Pleumeur ; ceci confirme l'hypothèse du transfert de contamination d'origine continentale, précédemment évoquée à partir des résultats sur les herbicides.

L'évolution de la contamination en pp'DDE à l'échelle interrégionale correspond à celle d'une contamination organochlorée résiduelle à l'échelle globale. Aucun cycle saisonnier n'est décelable, la concentration moyenne varie peu suivant les sites et demeure inférieure à 1 ng/L, excepté à Paris (1,2 ng/L). Les plus fortes concentrations ne sont que de l'ordre de 6 ng/L en milieu urbain et de 3 ng/L en zone de culture intensive.

La contamination des retombées en HCB est intermédiaire entre celles du lindane et du pp'DDE et son comportement est différent de celui d'un produit d'origine exclusivement agricole. Bien que les plus fortes concentrations, 12 et 17 ng/L, aient été déterminées en milieu urbain (moyenne 3,7 et médiane 2,1 ng/L), la contamination des dépôts sur un cycle annuel reste plus importante à Coulommiers (moyenne 4,1 et médiane 3,4 ng/L). Sous régime de vent d'ouest, ce site reçoit des contaminants d'origine urbaine de l'ouest et de l'est de la région parisienne. En Île-de-France, l'ubiquité de l'HCB dans les dépôts est équivalente à celle du lindane et ses concentrations sont comprises entre 2 et 17 ng/L dans

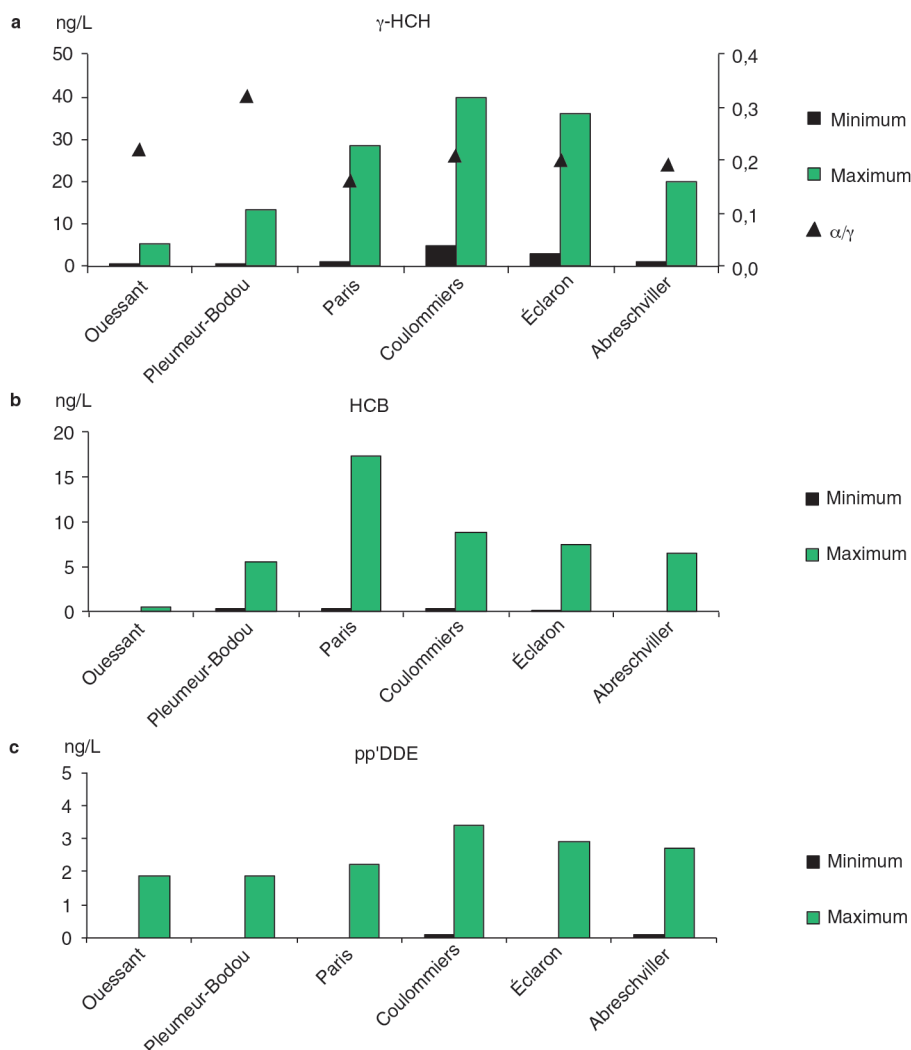


Figure 1.15. Évolution d'ouest en est des concentrations minimales et maximales des pesticides organochlorés dans les dépôts totaux (minimum et maximum entre octobre 1999 et octobre 2000). Le ratio α/γ toujours inférieur à 1 confirme l'origine locale de la contamination en lindane, les mélanges techniques autorisés en France ne comportant peu ou pas d' α -HCH (Chevreuil *et al.*, 2003).

50 % des échantillons. Les concentrations ici mesurées sont très supérieures à celles des retombées collectées dans les Pyrénées et les Alpes (Carrera *et al.*, 2001). Ces mesures expérimentales confirment la présence de sources de volatilisation d'HCB en milieu urbain en France.

À Paris, la pluviométrie exceptionnellement élevée sur la période d'étude (825 mm) a contribué à une augmentation des flux de retombées atmosphé-

riques (tableau 1.4). Les flux d'insecticides α -HCH, γ -HCH et pp'DDE et de micropolluants urbains HCB sont équivalents à ceux calculés en Île-de-France. Le site d'Abreschviller, qui présente une pluviosité de 50 % supérieure à celle des stations de plaine, reçoit les dépôts les plus importants en α -HCH et pp'DDE. De même, bien que les contaminations en γ -HCH et HCB soient maximales en Île-de-France, les flux sont pratiquement équivalents dans le massif vosgien. Selon ces résultats des flux, il apparaît que la hauteur des précipitations peut être, pour les dépôts de polluants organiques persistants (POP), un facteur plus important que la présence de sources d'émission locales ou régionales.

Tableau 1.4. Hauteur des précipitations annuelles et flux atmosphériques totaux de différents composés aux cinq stations d'étude (octobre 1999 à octobre 2000) (Chevreuil *et al.*, 2003).

Composés (en $\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Plumeur-Bodou	Paris	Coulommiers	Éclaron	Abreschviller
HCB	1,4	3,1	3,5	2,0	2,8
pp'DDE	0,6	0,9	0,8	0,7	1,3
γ -HCH	5,0	12,0	15,6	9,7	13,4
α -HCH	1,8	2,7	3,7	1,7	5,2
Précipitations (mm)	979	825	828	775	1590

Chevreuil *et al.* (2003) ont montré que les six sites métropolitains étudiés sont soumis à une contamination des précipitations par les herbicides et les organochlorés. La contamination par les herbicides ne présente pas d'augmentation graduelle en fonction des vents dominants et semble avoir lieu principalement à l'échelle régionale. En relation avec les activités anthropiques, elle apparaît maximale sur les sites d'agriculture intensive en Brie et en Champagne. Les stations ouest (insulaire) et est (forestière) situées aux deux extrémités du réseau correspondent aux plus faibles concentrations, ce qui atteste de l'origine métropolitaine et non étrangère de cette contamination des apports atmosphériques. De même, l'origine principale des organochlorés réside dans des réémissions locales en Île-de-France, Paris et Coulommiers présentant les plus fortes concentrations. Ainsi, bien que ces molécules halogénées puissent aussi faire l'objet d'un transport atmosphérique à longue distance, voire à l'échelle globale et provenir également d'émissions provenant de pays limitrophes, elles restent néanmoins moins présentes dans les dépôts atmosphériques sur les Vosges que dans ceux sur l'Île-de-France. En règle générale, seuls les herbicides ou les insecticides présentant une persistance dans le sol sont concernés. Par ailleurs, Chevreuil *et al.* (2003) ont mis en évidence l'intérêt de l'analyse simultanée du comportement de pesticides et d'autres micropolluants émis par des sources urbaines : ce type de composés, dont le comportement dépend davantage des conditions climatiques que d'éventuels usages ponctuels, pourrait contribuer à éclairer l'influence des paramètres environnementaux sur la dynamique des pesticides dans l'air ambiant.

Conclusion

Les travaux réalisés dans le cadre du programme Pesticides sur le transfert et le devenir des pesticides dans l'atmosphère ont permis de développer des approches nouvelles (tunnels de ventilation, outils de modélisation, études de réactivité, réseau d'échantillonnage...) pour déterminer les concentrations de pesticides dans l'air et estimer les risques d'exposition. Ils ont montré que les pesticides – y compris pour des molécules interdites depuis plusieurs années – sont présents dans l'atmosphère aussi bien en milieu rural qu'urbain (les niveaux les plus importants étant enregistrés en milieu rural) avec, d'une part, des variations saisonnières en lien avec les périodes d'application et, d'autre part, des variations quotidiennes imputables à des effets photochimiques et aux conditions pédoclimatiques locales. Trois des projets ont montré avec des approches variées, réalisées à différentes échelles – parcelle, région – que les émissions différées par volatilisation post-application à partir des cultures ont un impact supérieur à celui des émissions directes sur le niveau et la durée de contamination atmosphérique. En outre, des pratiques susceptibles de réduire les risques environnementaux associés aux pesticides ont pu être mises en évidence dans les contextes étudiés : incorporation rapide dans le sol après application des pesticides les plus volatils (tels que la trifluraline), plantation de haies en aval des parcelles traitées, choix et réglage du pulvérisateur.

2

Transfert et devenir des pesticides dans les sols et les eaux

Le programme Pesticides a permis de soutenir des recherches sur une grande diversité de thèmes relatifs au transfert et au devenir des pesticides dans les sols et les eaux superficielles et souterraines : stabilisation des pesticides dans les sols sous forme de résidus non extractibles (Barriuso *et al.*, 2005) ; contamination des sols antillais par la chlordécone et risques de contamination des « légumes racines » (Cabidoche *et al.*, 2006) ; processus de dissipation des pesticides vers la nappe souterraine, avec une approche spatiale du risque de contamination (Coquet *et al.*, 2007) ; déterminisme du transfert des pesticides dans les eaux de surface (Dubernet *et al.*, 2006) ; rôle des aménagements anthropiques dans le transfert des pesticides en bassin-versant agricole (Carluer *et al.*, 2004).

Les résultats de ces travaux sont présentés en deux parties : la première étudie le devenir des pesticides dans les sols et la problématique de leur persistance ; la seconde aborde les mécanismes de transfert dans les sols et la contamination des eaux.

Devenir des pesticides dans les sols

Stabilisation des pesticides sous forme de résidus non extractibles

Dès leur arrivée au sol, les pesticides sont soumis à différents processus impliqués dans leur dissipation apparente¹⁵. La formation de résidus non extractibles ou « résidus liés » constitue une composante majeure de cette dissipation (Barriuso *et al.*, 2008 ; Khan, 1982 ; Lichtenstein *et al.*, 1977 ; Schiavon *et al.*, 1977). Une première définition a été proposée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US Environmental Protection Agency – US EPA) en 1975 :

15. La dissipation apparente des pesticides dans un volume de sol est le résultat de processus (stabilisation, dégradation, volatilisation, transferts vers les eaux superficielles ou souterraines, etc.) qui les font disparaître de ce volume.

« Les résidus liés sont des résidus de pesticides non extractibles par des solvants organiques, non identifiables chimiquement et qui restent, après extraction exhaustive, au sein des fractions acides humiques, acides fulviques et humines. » Classiquement, les résidus liés sont mis en évidence lors d'expériences d'incubation de sols traités avec des pesticides marqués au carbone 14 (Bertin et Schiavon, 1989). Après incubation, les sols sont soumis à l'extraction exhaustive des résidus, souvent à l'aide de solvants organiques. La radioactivité restant dans le culot d'extraction, quantifiée par la mesure du $^{14}\text{C-CO}_2$ obtenu par combustion du culot, correspond aux résidus liés. La formation des résidus liés peut être interprétée comme un processus de dissipation, car le pesticide initial n'est plus extractible. Mais les résidus liés peuvent aussi être considérés comme le résultat d'un processus de stabilisation, car une partie du pesticide appliqué est toujours présente dans le sol. La non-extractibilité des résidus des pesticides est expliquée par différentes hypothèses (Barriuso *et al.*, 2008 ; Bertin et Schiavon, 1989 ; Calderbank, 1989 ; Dec et Bollag, 1997) ; toutes font intervenir des mécanismes d'interaction entre les pesticides ou leurs métabolites et les constituants des sols, en particulier les matières organiques. Ces interactions peuvent être regroupées en deux grandes catégories : celles qui font appel à l'établissement de liaisons chimiques et celles qui correspondent au piégeage physique dans la microporosité colloïdale des matières organiques et dans l'espace interlamellaire des argiles. Par ailleurs, la biomasse microbienne constitue un compartiment supplémentaire à considérer, car elle est un lieu de stockage de résidus liés, incorporant plus ou moins intimement du carbone 14 provenant des pesticides marqués. Elle intervient pour partie dans la régulation des flux entre les autres compartiments du sol impliqués dans la rétention des pesticides, ainsi que dans la remobilisation des résidus liés. Ce phénomène est confirmé par de nombreux travaux (Benoit, 1994) : il y a une relation directe entre l'activité microbienne des sols et le taux de formation des résidus liés pour un pesticide donné.

Dans ce contexte, Barriuso *et al.* (2005) ont travaillé à l'obtention d'informations cinétiques sur la formation et la dissipation des résidus liés, afin de répondre aux questions suivantes :

- La dissipation des pesticides constatée au niveau d'une parcelle correspond-elle à une dégradation complète sous forme de CO_2 ou à une stabilisation sous forme de résidus non extractibles ?
- La formation de résidus liés est-elle un processus de dissipation réelle ou apparente ?
- Les résidus liés peuvent-ils être remobilisés ? Si oui, les flux de pesticides impliqués peuvent-ils être mesurés ?
- Existe-t-il un risque d'accumulation de ce type de résidus ? Si oui, quand et à quelle vitesse un « équilibre » est-il atteint ? Quelles sont les conséquences ou les impacts attendus des niveaux de concentration estimés ?

En faisant l'hypothèse que les résidus liés sont le résultat d'un processus de stabilisation des pesticides (ou de leurs métabolites), Barriuso *et al.* (2005) ont évalué les risques d'accumulation de ce type de résidus, ainsi que les risques de leur libération plus ou moins différée. Ils ont pour cela mis en place une série de dispositifs

expérimentaux couplés : microcosmes¹⁶ et mini-lysimètres¹⁷, avec différents sols et conditions climatiques (tableau 2.1). Le choix des sols a été fait en fonction de leur comportement vis-à-vis de la dégradation de l'atrazine (Barriuso et Houot, 1996).

Tableau 2.1. Principales caractéristiques des sols utilisés (horizon 0-20 cm). Le sol GM, prélevé sur une parcelle en monoculture de maïs depuis 1973, présente une capacité de dégradation accélérée de l'atrazine, contrairement au sol GB prélevé sur une parcelle en monoculture de blé et au sol NB prélevé sur une prairie permanente.

	Origine	Historique	Argiles (g/kg)	Limons (g/kg)	Sables (g/kg)	C _{organique} (g/kg)	CaCO ₃ (g/kg)	pH
GM	Grignon	Monoculture de maïs traitée à l'atrazine depuis 1973	272	587	12	17	16	8,1
GB	Grignon	Monoculture de blé sans atrazine depuis 1973	269	590	124	20	20	8,0
NB	Nancy-La Bouzule	Sans culture ni pesticide	257	509	216	14	0	6,2

Deux herbicides ont été retenus pour leur importance agronomique et pour les impacts environnementaux constatés : l'atrazine et l'isoproturon. Le dispositif expérimental a été conçu pour acquérir des données sur les cinétiques de dégradation et de formation des résidus liés dans le cas d'applications répétées de ces pesticides (figure 2.1). Trois applications répétées ont été simulées, chaque échantillon de sol étant incubé ($28 \pm 0,5$ °C) pendant 180 jours après avoir reçu une application déterminée de ¹⁴C-atrazine ou de ¹⁴C-isoproturon. À intervalles de temps réguliers, les résidus extractibles des pesticides ont été analysés (radioactivité totale extraite et analyse chromatographique des extraits) et les résidus non extractibles ont été mesurés dans les culots d'extraction.

La radioactivité incorporée dans la biomasse microbienne a été mesurée en adaptant la méthode de fumigation (Soulas *et al.*, 1984). Barriuso *et al.* (2005) ont également emprunté des techniques d'étude de la matière organique du sol afin de caractériser et quantifier l'importance relative des mécanismes de liaisons chimiques et de piégeage physique dans la formation des résidus liés (Loiseau *et al.*, 2000 ; Loiseau et Barriuso, 2002). En parallèle, des mini-lysimètres placés en conditions extérieures ont été instrumentalisés pour pouvoir acquérir des données précises sur le fonctionnement hydrodynamique dans les conditions climatiques

16. Un microcosme est un dispositif expérimental de petite taille, confiné et aux paramètres contrôlés, destiné à l'étude des réponses de la microflore du sol dans son milieu reconstitué.

17. Un lysimètre est un dispositif confiné permettant d'étudier et de mesurer le transfert vertical de l'eau et des solutés dans un sol.

propres à Grignon et Nancy. Les percolats des colonnes ont été récupérés et analysés, tout comme les résidus restant dans les sols, selon un protocole similaire à celui utilisé en laboratoire.

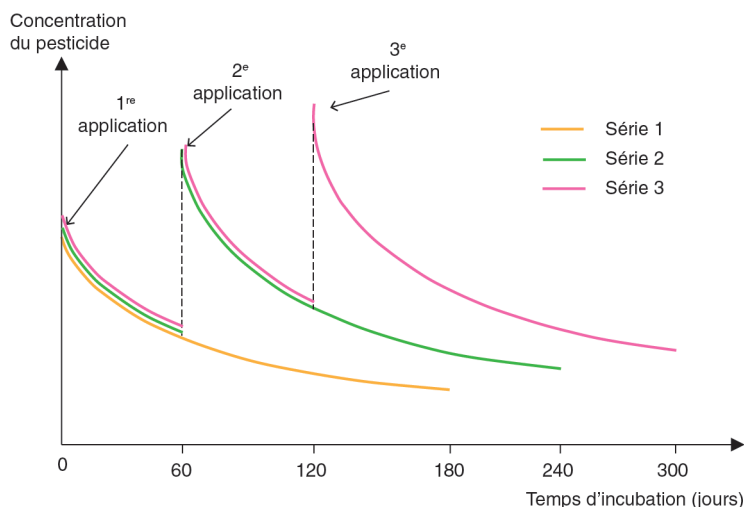


Figure 2.1. Principe des applications répétées de pesticides (Barriuso *et al.*, 2005).

Pour chacun des deux pesticides, les échantillons de sol sont répartis en trois séries en fonction du nombre d'applications : la série 1 reçoit une seule application, la série 2 deux applications et la série 3 trois applications. Chaque échantillon est incubé pendant 180 jours après avoir reçu la dernière application de ^{14}C -atrazine ou de ^{14}C -isoproturon. De cette manière, la série 1 a été incubée pendant 180 jours, la série 2 pendant 240 jours et la série 3 pendant 300 jours. Les extractions des « résidus non minéralisés » se font à 0, 7, 14, 28, 60, 120 et 180 jours pour la série 1. Pour les séries 2 et 3, les extractions des résidus se font respectivement à 7, 14, 28, 120 et 180 jours après la deuxième et la troisième application des pesticides. Trois répétitions sont effectuées pour chaque échantillon et pour chaque pas de temps.

Rôle de l'activité microbienne et de la matière organique

Pour les deux pesticides étudiés, Barriuso *et al.* (2005) ont montré que la disponibilité des résidus extractibles diminue très rapidement. En faisant l'hypothèse que le ^{14}C incorporé dans la biomasse microbienne correspond à l'intégralité de la composante microbienne des résidus liés, cette dernière représenterait 3 à 14 % des résidus liés totaux. Une partie de ces résidus est incorporée dans les constituants biochimiques (lipides, glucides, protéines) des cellules microbiennes (Charnay *et al.*, 2004).

Pour l'atrazine, Barriuso *et al.* (2005) ont montré qu'environ 30 % des résidus liés sont des composés chimiques très proches de la molécule mère et qu'entre 50 et 60 % des résidus liés sont formés par piégeage physique du pesticide initial ou des métabolites dans des macromolécules humiques. Néanmoins, ce type d'information ne peut pas être extrapolé à d'autres pesticides. En effet, dans le cas de l'isoproturon, les mécanismes de formation des résidus liés impliquent davantage l'établissement de liaisons chimiques mettant en jeu la réactivité chimique élevée

des métabolites (anilines). Ce type de résultat permet d'attirer l'attention sur les conséquences des mécanismes impliqués dans la formation des résidus liés : on peut s'attendre à ce que les résidus formés par l'intermédiaire des liaisons chimiques soient plus stables dans le temps, tandis que les interactions physiques auront un degré de réversibilité supérieur en fonction des modifications de l'environnement physico-chimique.

Effet des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles

Les facteurs environnementaux (température, humidité) affectent la formation des résidus liés principalement au travers des modifications de l'activité biologique des sols. En outre, toute pratique agricole modifiant directement ou indirectement le devenir des pesticides aura une incidence dans la formation des résidus liés. Il peut s'agir des modifications de l'activité biologique impliquée dans la transformation des pesticides ou des modifications de la matière organique des sols impliquée dans les phénomènes de rétention et de stabilisation des résidus. Un exemple de modification d'une activité microbiologique spécifique de dégradation des pesticides est souvent rencontré lors des applications répétées d'un pesticide sur un même sol. Cela peut provoquer l'induction d'activités microbiennes spécialisées capables de dégrader rapidement le pesticide.

Le choix des sols dans les travaux de Barriuso *et al.* (2005) s'est appuyé sur les résultats de travaux précédents (Barriuso et Houot, 1996), qui avaient montré que dans des sols traités annuellement à l'atrazine (monoculture de maïs – sol GM), la minéralisation est très rapide et le taux de résidus liés très bas. Au contraire, l'atrazine se minéralise lentement et la proportion de ses résidus liés est beaucoup plus importante dans les sols ne recevant pas habituellement cet herbicide (monoculture de blé – sol GB ou prairie permanente – sol NB). La différence la plus importante observée entre les parcelles en monoculture et les parcelles qui ne font pas l'objet d'applications répétées d'atrazine est l'apparente compétition entre les deux voies de dissipation : la minéralisation est prépondérante dans le premier cas et la formation des résidus liés prépondérante dans le second.

Cinétiques de formation et de remobilisation des résidus non extractibles

Dans un contexte d'applications répétées, et sans modification de la dynamique propre des résidus liés, il faut s'attendre à leur accumulation jusqu'à un plateau, dont le niveau de concentration sera la résultante de l'équilibre cinétique entre la formation et la dégradation des résidus liés. Néanmoins, l'induction d'une activité biologique spécialisée dans les sols entraîne une dégradation rapide du pesticide allant jusqu'à sa minéralisation, avec une diminution importante de sa persistance et du nombre de métabolites restant dans le sol. Cette dégradation est souvent rapide et entre en compétition avec des phénomènes souvent plus lents responsables de la formation des résidus liés : les résidus ainsi minéralisés ne participeront pas à la formation des résidus liés et leur taux diminuera.

Pour modéliser la dynamique de l'atrazine et de l'isoproturon lors d'applications répétées, Barriuso *et al.* (2005) ont proposé une approche découlant d'une analyse compartimentale de l'évolution des pesticides, les compartiments étant définis

d'une manière opérationnelle en fonction des techniques d'extraction mises en œuvre. Les différentes étapes du processus de stabilisation, d'accumulation et/ou de libération du pesticide et/ou de ses produits de dégradation peuvent ainsi être représentées par des compartiments « reliés entre eux » avec des flux spécifiques. La construction du modèle et la résolution des équations différentielles ont été réalisées à l'aide du logiciel ModelMaker¹⁸. Par confrontation aux données expérimentales et par une procédure de modélisation inverse, le modèle a permis l'estimation des constantes de vitesse K_{ij} correspondantes. La figure 2.2 présente les résultats dans le cas d'une application répétée d'atrazine.

Cette approche a permis d'identifier et de classer par importance relative les flux les plus significatifs. Barriuso *et al.* (2005) ont ainsi démontré que les résidus liés se forment à partir des résidus extractibles avec un solvant (méthanol) et qu'il se produit également une formation rapide de résidus liés à partir des résidus hydro-solubles, *a priori* les plus disponibles dans les sols. Ce point est probablement en connexion avec le rôle de la biomasse microbienne : si celle-ci constitue en soi un compartiment de stockage de résidus liés (3 à 14 % des résidus liés totaux), elle est aussi un compartiment de transit et d'activation chimique par la formation de métabolites intermédiaires chimiquement plus réactifs que les molécules mères, favorisant ainsi la formation de résidus liés par formation de liaisons chimiques.

Pour les constantes des vitesses correspondant aux flux de remobilisation des résidus liés, les meilleurs ajustements des modèles aux données expérimentales ont été obtenus en considérant comme négligeable la minéralisation directe des résidus liés : ainsi, leur libération s'effectue forcément en passant par des compartiments extractibles. Les constantes estimées sont plus élevées pour l'atrazine que pour l'isoproturon, ce qui signifie que les résidus liés d'atrazine sont plus facilement remobilisables que ceux d'isoproturon. Ces constantes sont systématiquement plus faibles dans le sol acide (NB) que dans les sols calciques (GM et GB). En outre, dans les sols calciques, l'induction d'une activité biologique spécifique capable de dégrader rapidement l'atrazine (GM) se traduit par une augmentation des constantes de remobilisation des résidus liés d'atrazine. Les microorganismes ainsi activés semblent donc capables de s'attaquer à des résidus *a priori* peu ou pas disponibles.

Les constantes de vitesse de remobilisation peuvent être converties en première approximation en valeurs de demi-vies¹⁹ des résidus liés. Barriuso *et al.* (2005) ont ainsi montré que les demi-vies des résidus liés peuvent être relativement faibles (inférieures à 1 mois) dans les sols avec une activité biologique spécifique de dégradation des pesticides. Cependant, dans d'autres sols, en particulier dans le sol acide (NB), et surtout pour l'isoproturon, les demi-vies des résidus liés sont supérieures à 1 an. Cette persistance élevée explique les risques d'accumulation de ce type de résidus.

18. ModelKinetix Innovation Centre, Wallingford (UK). <http://www.modelkinetix.com/index.htm> (consulté le 16 avril 2014).

19. La demi-vie est la durée à l'issue de laquelle la concentration initiale dans le sol a été réduite de moitié. Cette durée peut varier avec la température, le type de sol, l'ensoleillement, etc.

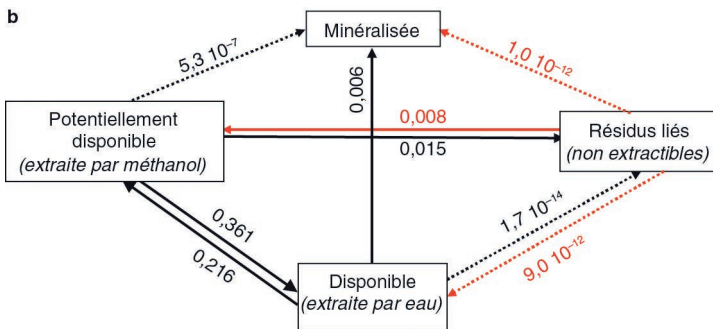
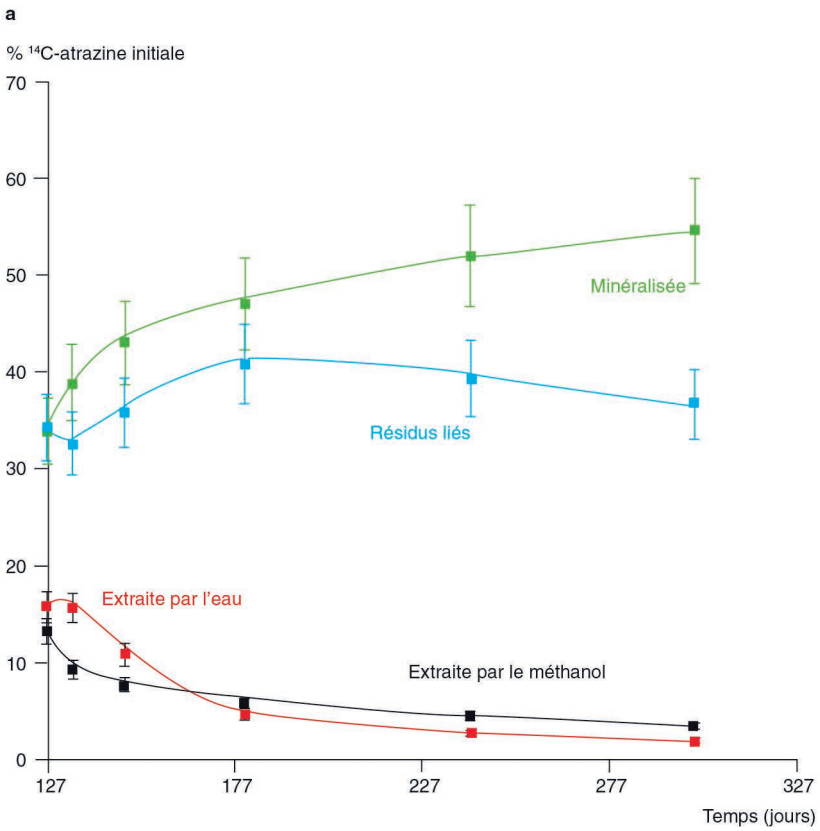


Figure 2.2. (a) Cinétiques de l'évolution de l'atrazine marquée au ^{14}C entre les différents compartiments (correspondant aux techniques d'extraction mises en œuvre : atrazine extraite par l'eau, extraite par le méthanol, sous forme de résidus liés ou minéralisée), après la troisième application répétée. (b) Résultats de la modélisation dans le cas de trois applications répétées d'atrazine. Les flèches indiquent les flux d'échanges entre les différents compartiments (représentés par les cadres) ; les constantes de vitesse sont exprimées en j^{-1} ; les pointillés indiquent les flux négligeables. Les flèches rouges correspondent aux mécanismes de remobilisation des résidus liés (Barriuso *et al.*, 2005).

Les expériences réalisées par Barriuso *et al.* (2005) dans des conditions proches du terrain ont permis d'apporter des éléments de réponse quant à la nature et au devenir des résidus liés. Notamment, ils ont montré que les résidus associés à la biomasse microbienne contribuent de 3 à 14 % aux résidus liés totaux. Ces expériences ont mis en évidence l'induction d'activités microbiennes spécialisées capables de dégrader rapidement l'atrazine, en cas d'applications répétées de ce pesticide sur un même sol. Les travaux de modélisation ont en outre permis de préciser de manière quantitative les cinétiques de formation et de remobilisation des résidus liés, dans la situation d'une multi-application. Les flux mesurés correspondent au traceur radioactif utilisé (^{14}C) sans une analyse systématique de la nature chimique des molécules tracées. Les valeurs des constantes de remobilisation ainsi calculées peuvent être utilisées pour réaliser des estimations du risque de remobilisation, selon différents scénarios d'application ; la généralisation des données acquises à d'autres pesticides et/ou à d'autres sols reste néanmoins difficile.

Stockage de la chlordécone dans les sols

Les bananeraies des Antilles françaises ont été pour la plupart des monocultures intensives durant la deuxième moitié du xx^{e} siècle. Parmi les intrants apportés en abondance pour lutter contre le charançon *Cosmopolites sordidus*, dont la larve attaque les bulbes des bananiers, ont figuré des insecticides organochlorés : diéldrine et hexachlorocyclohexane (HCH) jusqu'au début des années 1970, puis chlordécone de 1972 à 1993. Malgré son interdiction aux États-Unis dès 1976 entraînant l'arrêt de son utilisation en France en 1978 et des alertes précoces sur son accumulation dans les sols et sa capacité à contaminer les eaux (Snegaroff, 1977) et les biotes (Kermarrec, 1980), l'application de la chlordécone a été autorisée en France entre 1982 et 1990, uniquement sur les bananeraies, avec une dérogation prolongée jusqu'en 1993 (Le Déaut et Procaccia, 2009). Aucune recherche approfondie n'a accompagné cette décision malgré les risques potentiels qui en découlait. En effet, la composition chimique de cette molécule laissait présumer :

- une stabilité thermodynamique élevée et une forte résistance à la dégradation chimique ou biologique (George et Claxton, 1988) ;
- une hydrophobie particulièrement élevée, entraînant une faible solubilité et une forte adsorption sur la matière organique des sols (Kenaga, 1980).

Aux Antilles, les années 1990 et 2000 ont été frappées par une crise de contamination des sols, des eaux et des végétaux par la chlordécone, marquée notamment par la détection de multiples contaminations des eaux (Balland *et al.*, 1998) et par la détection de contamination d'un lot de patates douces exportées de Martinique à Dunkerque (2002).

Dans ce contexte, Cabidoche *et al.* (2006) ont lancé les premières recherches structurées pour analyser l'état de contamination des sols de Martinique et de Guadeloupe et ses déterminants, en réalisant un diagnostic agronomique et un

travail de modélisation pour estimer les risques de mobilité et la persistance de la chlordécone dans les sols antillais. Ils ont également étudié les mécanismes de transfert de la chlordécone entre les sols et les « légumes racines » (plantes à organes souterrains récoltés) à l'aide d'expérimentations en serres et au champ pour définir des mesures de gestion de cette contamination.

Contamination des sols antillais par la chlordécone

Cabidoche *et al.* (2006) ont analysé les sols d'un réseau de sept parcelles de cultures bananières sur des andosols²⁰, représentant une diversité des systèmes de culture bananiers (Clermont-Dauphin *et al.*, 2004) : des bananeraies renouvelées tous les trois ans après un travail du sol profond, recevant des quantités massives d'engrais et de pesticides, jusqu'aux bananeraies dites pérennes, dont on laisse les rejets se relayer depuis plusieurs décennies, parfois sans intrants. Les teneurs en carbone et en chlordécone et les densités apparentes²¹ pour pouvoir quantifier les stocks ont été déterminées sur les couches de sol 0-30 cm, 30-50 cm, et parfois 50-80 cm, et ce en deux positions topographiques de chaque parcelle : haut convexe et bas concave, respectivement zone de départ et d'accumulation de terre en situation éventuelle d'érosion hydrique ou mécanique superficielle. Quinze parcelles supplémentaires, déjà analysées par les Services de la protection des végétaux (SPV) de Guadeloupe et Martinique, sur des sols différents, ont fait l'objet d'analyses et d'enquêtes complémentaires.

Les résultats ont montré que, dans les bananeraies pérennes sans travail du sol (figure 2.3), les teneurs en chlordécone de l'horizon de surface (0-30 cm) sont 10 à 20 fois plus élevées qu'en profondeur (50-80 cm). Ceci montre clairement qu'il n'y a pas migration massive de la chlordécone des couches de surface vers les couches profondes et que l'activité biologique des vers de terre, pourtant parfois conséquente, n'a pas réalisé d'incorporation profonde de la chlordécone localisée à la surface du sol. En revanche, des teneurs proches ont été observées dans les sols travaillés pour les couches 0-30 cm et 30-50 cm (figure 2.4). Ceci peut s'expliquer par une incorporation de la chlordécone en profondeur par le travail du sol et non par une migration de la chlordécone dans le profil.

20. Un andosol est un sol noir fertile, sur roches volcaniques des régions humides, riche en matière organique et en constituants amorphes (allophanes).

21. La densité apparente ou masse volumique apparente (g/cm^3) est la masse de sol sec par unité de volume de sol sec en place. Elle varie de 1,0 à 1,7 pour les sols minéraux et de 0,1 à 0,4 pour les sols organiques.

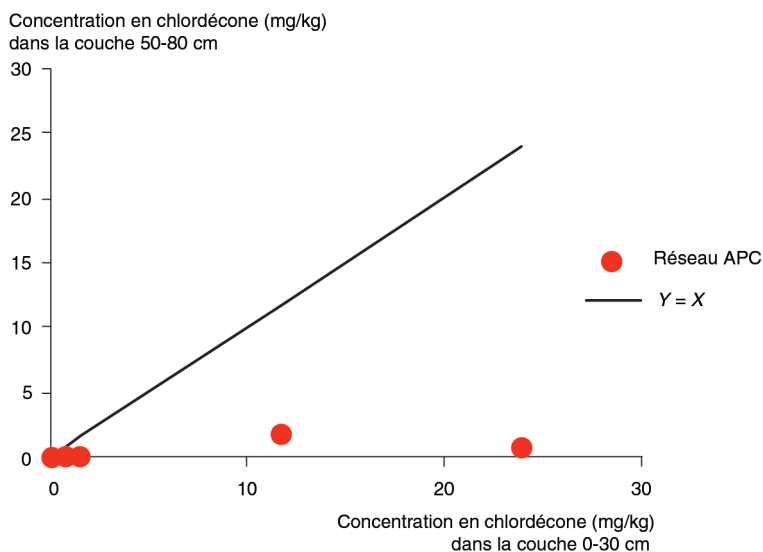


Figure 2.3. Teneurs en chlordécone des couches de surface et des couches profondes dans les andosols sous bananeraies pérennes. Les parcelles du réseau APC (Unité de recherche Agropédoclimatique de la zone Caraïbe, devenue unité Astro, Agrosystèmes tropicaux) comportent différents niveaux d'intensification de la culture de la banane et sont réparties sur l'ensemble de la zone bananière. Elles constituent un échantillon des parcelles enquêtées pour les pratiques et systèmes de culture (Clermont-Dauphin *et al.*, 2004), complété par deux parcelles en Martinique. La ligne $Y = X$ correspond à l'hypothèse où les concentrations seraient identiques dans les deux couches (Cabidoche *et al.*, 2006).

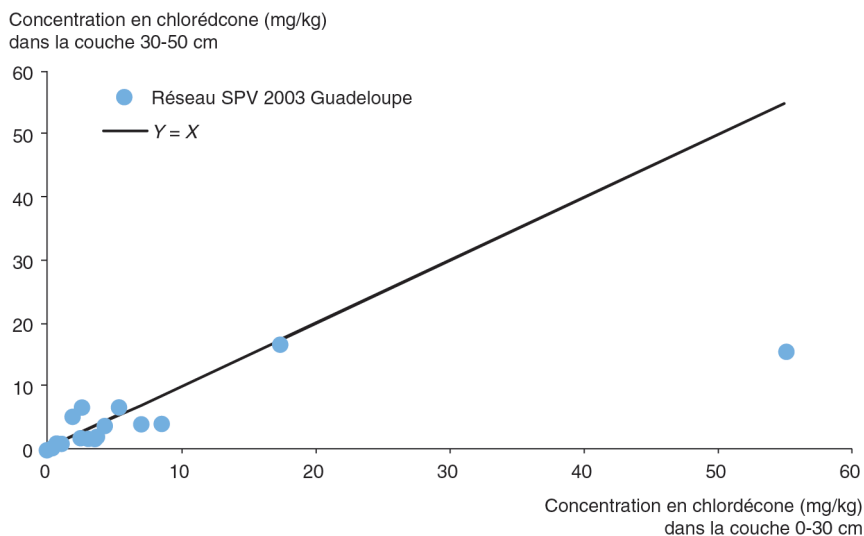


Figure 2.4. Teneurs en chlordécone des couches de surface et des couches de moyenne profondeur dans les andosols sous bananeraies labourées (données SPV Guadeloupe, analyses Girpa Angers). La ligne $Y = X$ correspond à l'hypothèse où les concentrations seraient identiques dans les deux couches (Cabidoche *et al.*, 2006).

Une régression multiple a permis d'expliquer plus de 90 % de la variabilité des teneurs résiduelles par trois facteurs :

- quantités de chlordécone cumulées épandues (figure 2.5) ;
- teneur en carbone des sols ;
- profondeur des labours.

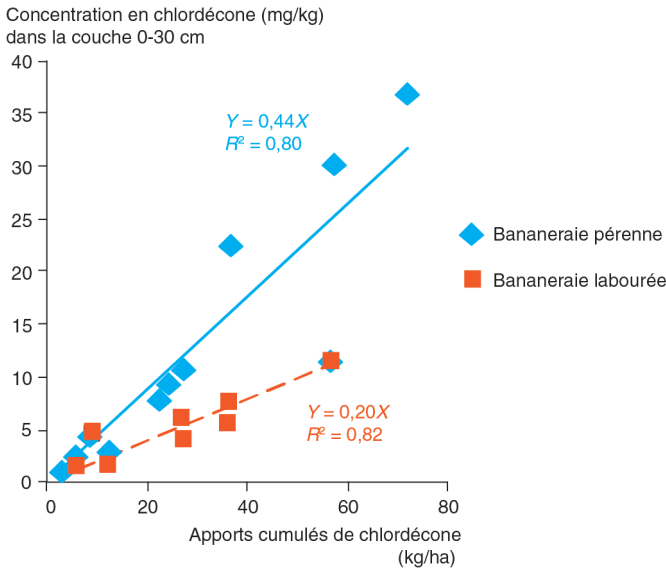


Figure 2.5. Relation entre les apports passés et les teneurs actuelles en chlordécone des andosols en surface (0-30 cm) (Cabidoche *et al.*, 2006).

Les apports passés expliquent une part importante de la variance des teneurs actuelles en chlordécone (respectivement 83 et 82 % pour les bananeraies pérennes et labourées). Le labour profond à une soixantaine de centimètres, pratique qui était courante dans les bananeraies intensives des années 1970 à 1990, provoque une dilution de la chlordécone dans tout le profil, tandis que celle-ci demeure cantonnée à 90 % dans les 30 premiers centimètres des bananeraies pérennes. Ces observations sont compatibles avec la faible mobilité de la chlordécone dans les profils de sol. Par ailleurs, aucun écart cohérent à la régression ne peut être expliqué par l'ancienneté des apports, comme s'il était indifférent que ceux-ci aient eu lieu il y a 15 ans ou 30 ans. Ceci est compatible avec une faible dégradabilité de la molécule.

Malgré les fortes pentes, les transferts par érosion et ruissellement n'apparaissent pas significatifs. Il y a donc très peu de contamination interparcellaire ou de transferts superficiels intraparcellaires. Les parcelles n'ayant jamais reçu de chlordécone n'en contiennent pas, sauf quelques traces mesurables sur quelques dizaines de mètres dans les talwegs²² collecteurs du ruissellement de parcelles d'amont contaminées. Le ruissellement ne contient pas de quantités notables de chlordécone ;

22. Un talweg correspond à la ligne qui rejoint les points les plus bas d'une vallée.

les transferts ne sont significatifs que si le ruissellement est concentré et transporte des agrégats.

Un modèle du comportement de la chlordécone dans les sols a ensuite été développé (Cabidoche *et al.*, 2006, 2009). Son originalité réside dans la prise en compte de la stabilité de la molécule (absence de biodégradation), de sa très forte affinité pour la matière organique des sols, de la dilution mécanique plus ou moins forte de la matière organique et de la chlordécone par le travail du sol et de son lent lessivage par les eaux de drainage.

La comparaison des teneurs en chlordécone calculées par le modèle et des teneurs mesurées dans les 30 premiers centimètres de sol a permis de le valider pour les andosols. La concordance est remarquable pour les bananeraies pérennes, où l'essentiel de la chlordécone est contenu dans le premier décimètre, la couche 0-30 cm contenant la totalité détectable. Cette concordance est encore très bonne pour des parcelles en bananeraies ou autres occupations, travaillées au moins une fois. Le modèle reste valide pour les sols contenant des argiles, à condition de leur attribuer des coefficients d'adsorption de la chlordécone plus faibles que sur les andosols. La validité de ce modèle de lessivage tend indirectement à confirmer qu'aucun phénomène de dégradation significatif n'a eu lieu depuis les applications de la chlordécone, il y a 10 à 30 ans.

Le modèle est très sensible à la profondeur de travail du sol qui, dans les bananeraies intensives, a pu être importante (jusqu'à 60 cm). Cette redistribution de la chlordécone par le travail du sol profond a plusieurs conséquences en termes de gestion :

- les analyses de sol effectuées dans les seuls horizons de surface ne peuvent rendre compte de la contamination réelle des sols ;
- une solution de remédiation par décapage n'est pas réaliste dans les sols pollués en profondeur, car elle imposerait de manipuler des millions de tonnes de terre et ce au risque d'atteindre des horizons profonds de fertilité minérale très réduite ;
- la chlordécone est distribuée de manière extrêmement hétérogène dans les sols en fonction de la façon dont le labour a été effectué ; obtenir un échantillon composite de sol représentatif d'une parcelle donnée impliquerait donc d'effectuer un nombre de prélèvements bien supérieur à celui en vigueur dans les plans de surveillance.

Une extrapolation temporelle du modèle montre que la contamination des sols est durable. Ainsi, le lessivage des sols les plus contaminés ne permettra d'atteindre une décontamination au seuil de quantification de 0,01 mg/kg que dans un siècle pour les sols brun rouille et dans six siècles pour les andosols, l'échéance étant intermédiaire pour les sols ferrallitiques.

Enfin, la structure du modèle permet de calculer l'évolution de la teneur moyenne des eaux de drainage, puisqu'il suppose que la seule voie de dissipation de la chlordécone dans le sol est la lixiviation. Par son architecture, le bananier intercepte fortement les pluies intenses du climat tropical, qui se retrouvent alors en grande partie concentrées au pied des faux-troncs de la plante (Cattan *et al.*, 2007a). Ainsi, sous le bananier, le drainage « forcé » se produit au pied des faux-troncs en raison de la focalisation de la pluie incidente. Au contraire, à distance des pieds, le

reliquat de pluie interceptée arrivant au sol est beaucoup plus faible (Cattan *et al.*, 2007b ; Sansoulet *et al.*, 2008). Du point de vue des transferts d'eau dans le sol, cette hétérogénéité des conditions se traduit par des régimes extrêmes, différents au pied du bananier et entre les bananiers.

Au pied des bananiers, il y a saturation fréquente des couches superficielles et prédominance des écoulements préférentiels rapides macroporaux au travers des horizons B²³ (pores tubulaires des anciennes racines profondes). Dans ce cas, les concentrations des eaux de drainage à la base des horizons B pourraient refléter directement la désorption de la chlordécone des horizons A. Les teneurs moyennes des eaux en chlordécone sont donc calculées comme la quantité perdue par année dans la couche 0-30 cm, compte tenu de la teneur des sols, divisée par la lame drainante annuelle.

Sous le feuillage des bananiers, il y a des écoulements faibles, avec une possible réadsorption partielle de la chlordécone entraînée par les eaux de drainage dans l'horizon B. Dans ce cas, les concentrations des eaux de drainage refléteraient plutôt le bilan sorption-désorption des horizons B. Les teneurs moyennes des eaux en chlordécone sont calculées comme la quantité perdue par année dans la couche 30-60 cm, compte tenu de la teneur des sols, divisée par la lame drainante annuelle.

Le cas intermédiaire, mixte entre les deux fonctionnements précédents, peut être décrit par un modèle à compartiments, où l'on considère que les eaux issues de l'horizon A sont la source de contamination pour l'horizon B.

Dans les andosols de Guadeloupe, l'analyse d'une longue période de recueil d'eaux drainées a permis de vérifier le fonctionnement hydrologique complexe d'une bananeraie décrit précédemment : les eaux de drainage collectées sous l'inter-rang représentent seulement 15 à 25 % des eaux collectées sous bananiers et les concentrations en chlordécone y sont constantes (0,26 µg/L). Au contraire, sous bananiers, les concentrations sont variables et peuvent atteindre, en périodes fortement pluvieuses, 1 à 1,3 µg/L. En Martinique, dans les sols brun rouille à halloysites et dans les sols andiques sur cendres et ponces, la même tendance est observée, mais de façon moins contrastée. Ces concentrations mesurées et celles calculées par le modèle apparaissent cohérentes.

Relation entre la contamination des sols et des « légumes racines »

Certaines parcelles étudiées par Cabidoche *et al.* (2006) comportaient des cultures de « légumes racines ». Un échantillonnage des tubercules et racines, et du sol en contact a permis d'explorer la relation entre la contamination des « racines » et

23. Au cours de la formation d'un sol (pédogenèse), des strates successives (horizons) apparaissent dans le profil de sol, se différenciant par leur couleur, texture et structure. L'horizon A est le plus superficiel, généralement plus riche en matière organique ; il correspond environ à la couche 0-30 cm ici. L'horizon B est juste sous l'horizon A ; il correspond à une couche intermédiaire entre l'horizon de surface et la roche mère ; il est le lieu des transferts verticaux et d'accumulation des éléments minéraux (oxydes de fer, par exemple) et des argiles.

celle des plantes à travers des essais en conditions contrôlées sur patate douce et igname. En parallèle, les plantes d'igname, patate douce, radis et navet cultivées sur ces parcelles ont été suivies *in situ*. Les résultats ont montré que la contamination des racines et tubercules est directement proportionnelle à celle des sols et qu'elle se fait essentiellement par diffusion lors du contact avec le sol, la voie systémique²⁴ restant marginale. Les cortex sont ainsi au moins 10 fois plus contaminés que les pulpes. L'effet du type de sol a pu être montré : le transfert de chlordécone vers la plante sur sols brun rouille apparaît plus important que sur andosols. Cet effet peut être rapproché de la gradation des coefficients d'adsorption (K_{oc}) de la chlordécone sur les différents types de sols : une moindre rétention sur un sol par la matrice organo-minérale se traduit ici par une disponibilité accrue de la chlordécone pour les végétaux. Au final, aucune des plantes « racines » testées n'a montré une affinité pour la chlordécone supérieure à celle du sol. Par conséquent, igname, patate douce, radis et navet ne peuvent être des plantes candidates à une phyto-remédiation des sols pollués par la chlordécone.

Cabidoche *et al.* (2006) ont alors élaboré un modèle de contamination des végétaux par diffusion fondé sur les formes et temps de contact des organes souterrains récoltés. Ce modèle rend plausible l'hypothèse d'une contamination des racines et tubercules par diffusion au contact du sol, pour des plantes aussi différentes que le radis, le navet, la patate douce, l'igname ou le madère (dachine). Le modèle a permis d'estimer les teneurs maximales des sols en chlordécone garantissant le non-dépassement des limites maximales provisoires (LMP) de résidus dans les plantes autorisées par les normes sanitaires (Lesueur-Jannoyer *et al.*, 2009) :

- à la LMP de 50 µg/kg de poids frais, qui s'applique aux « légumes racines » fortement contributifs au régime alimentaire des Antilles françaises (dachine, igname, patate douce, carotte), correspond une limite maximale de résidus dans le sol (LM_{sol}) de 0,2 mg/kg ;
- à la LMP de 200 µg/kg de poids frais, qui s'applique à d'autres denrées moins contributives au régime alimentaire, correspond une LM_{sol} de 1,0 mg/kg.

Cabidoche *et al.* (2006) ont montré que la chlordécone perdue dans tous les sols où elle a été apportée. Les facteurs déterminant le niveau de contamination sont les apports passés de chlordécone, le type de sol, en liaison avec leur teneur en matière organique qui conditionne l'adsorption de la chlordécone, et l'excédent de bilan hydrique provoquant le lessivage de la chlordécone par les eaux de drainage. Ces conditions font que, malgré une mobilité réduite, le fort drainage lié à la pluviométrie et la forte infiltration des sols de la zone étudiée aboutissent à une contamination des eaux souterraines et des rivières, et des sources qu'elles alimentent. Ces transferts hydriques contribuent à la dispersion de la chlordécone dans tous les compartiments de l'environnement.

24. La voie systémique est celle d'une pénétration dans la plante par les tissus et d'une circulation dans la sève.

Plus encore, ces conditions associées à une très faible dégradation de la molécule *in situ* font que la durée de la contamination quantifiable est estimée entre un et six siècles selon les types de sols. Les travaux de Cabidoche *et al.* (2006) ont également permis de mieux comprendre les mécanismes de contamination des organes souterrains végétaux récoltés et de proposer des limites maximales de contamination des sols en deçà desquelles les végétaux auront des teneurs inférieures aux normes sanitaires en vigueur.

Les suites de ces travaux ont été particulièrement fécondes. Les questions de rétention de la molécule dans les sols ont été précisées, qu'elles fassent intervenir des processus physiques liés à la structure « tortueuse » (fractale) des sols à allophanes (Woignier *et al.*, 2012) ou chimiques liés au taux de carbone organique des sols (Fernández-Bayo *et al.*, 2013a). Ces différences de rétention expliquent que le type de sol structure la distribution spatiale de la contamination à l'échelle régionale (Levillain *et al.*, 2012). Ces connaissances ont conduit à proposer des techniques favorisant la séquestration de la chlordécone dans les sols (Clostre *et al.*, 2014a ; Woignier *et al.*, 2013) ou encore à raisonner l'échantillonnage en plein champ pour l'évaluation des teneurs en chlordécone (Clostre *et al.*, 2014b). Par ailleurs, la question de la dégradation a également été abordée ; ainsi, Fernández-Bayo *et al.* (2013b) ont notamment montré qu'une dégradation lente mais significative de la chlordécone fraîchement appliquée sur le sol était observée en laboratoire, laissant espérer des voies potentielles de dégradation. Par ailleurs, l'absorption par les plantes a été précisée et il a été montré que le degré de contamination des organes dépend de leur position par rapport aux flux de sève brute qui transporte la chlordécone (diffusion) et du contact avec le sol contaminé (adsorption) (Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2012). Ceci a conduit à proposer une méthode pour choisir les cultures pouvant être implantées sur un sol contaminé. L'ensemble de ces travaux a trouvé une cohérence au sein du programme Chlordexco de l'ANR (Cattan, 2012), qui a porté sur la dispersion de la chlordécone dans les sols, les eaux, les plantes et les animaux aquatiques. Ils participent aux plans d'actions nationaux qui se sont mis en place depuis 2009 pour gérer cette contamination.

Transfert des pesticides dans les sols et contamination des eaux

Transfert des pesticides vers la nappe souterraine

La nappe de Beauce constitue une ressource en eau souterraine nationale exceptionnelle, avec un volume estimé à 20 milliards de mètres cubes à pleine capacité. Les prélèvements annuels sont estimés à environ 100-150 millions de mètres cubes pour l'alimentation en eau potable et des usages industriels, et à 300-500 millions de mètres cubes pour l'irrigation. Or, la qualité de la nappe est dégradée par des contaminations, en particulier par les pesticides utilisés en agriculture (Fredon, 2007 ; Ifen, 2004). Afin de mieux comprendre les raisons de cette contamination,

Coquet *et al.* (2007) ont cherché à caractériser les mécanismes de dissipation des pesticides dans les sols de Beauce et à représenter la variabilité de ces processus en relation avec l'organisation spatiale des sols. Les mécanismes de dissipation incluent ici l'ensemble des processus susceptibles de faire varier la concentration en pesticides dans le sol : adsorption, dégradation, transfert, absorption par des organismes vivants... Le terrain d'étude est une parcelle de 22,5 ha, située dans le bassin hydrologique (2 500 ha) centré sur la commune de Ouarville (Eure-et-Loir) (figure 2.6). Les études ont été conduites sur l'isoproturon, herbicide utilisé sur les céréales d'hiver et retrouvé parmi les contaminants de la nappe de Beauce. Ces travaux se situaient dans le prolongement d'un plan d'actions initié par le Greppes (Groupe régional pour l'étude de la contamination par les produits phytosanitaires des eaux et des sols en région Centre) et la Chambre d'agriculture d'Eure-et-Loir, visant à limiter la contamination des eaux dans l'aire d'alimentation du point de captage d'eau potable de la commune de Ouarville par les pesticides d'origine agricole.

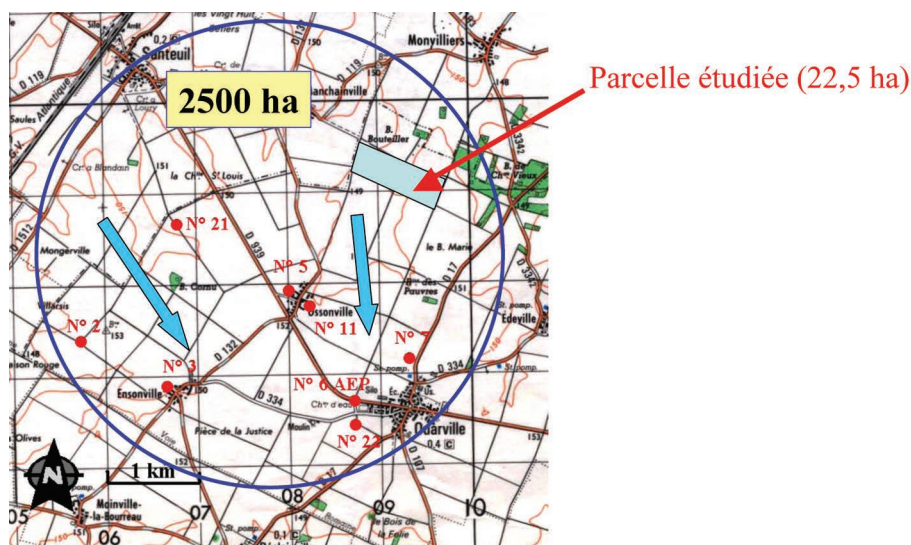


Figure 2.6. Aire d'alimentation du point de captage en eau potable de Ouarville (Eure-et-Loir). Les flèches indiquent le sens d'écoulement de la nappe de Beauce, lorsqu'il n'est pas influencé par les prélèvements pour l'irrigation. Les points rouges indiquent les puits et forages dont la qualité de l'eau est suivie. Le cercle bleu délimite un périmètre rapproché approximatif d'alimentation du forage (Coquet *et al.*, 2007).

Mécanismes de dissipation de l'isoproturon

Coquet *et al.* (2007) se sont attachés à caractériser l'ensemble des processus de dissipation de l'isoproturon, à l'échelle de la parcelle et du bassin hydrologique, en mettant en œuvre différentes méthodes au laboratoire et sur le terrain. La

volatilisation à partir du sol n'a pas été étudiée, car elle est négligeable pour l'isoproturon, compte tenu de sa très faible pression de vapeur saturante²⁵.

La dégradation des pesticides par les micro-organismes des sols est une des voies majeures de leur dissipation. La dynamique de la dégradation des pesticides dans les sols est généralement estimée par la durée de demi-vie du pesticide dans le sol. Cette durée de demi-vie est le plus souvent mesurée au laboratoire, dans des conditions standard idéales pour l'activité microbienne (température de 20 °C, teneur en eau à 90 % de la capacité au champ). Or, ces conditions ne sont pas représentatives de celles rencontrées sur le terrain, où la teneur en eau et la température du sol varient fortement au cours du temps, particulièrement en surface. Coquet *et al.* (2007) ont analysé la dégradation de l'isoproturon dans les horizons pédologiques de trois fosses d'étude, à l'aide d'incubations en conditions contrôlées au laboratoire d'échantillons ayant reçu de l'isoproturon marqué au ¹⁴C. Les résultats ont montré une vitesse de dégradation très variable en fonction de l'horizon, de sa teneur en eau et de sa température (Alletto *et al.*, 2006a ; figure 2.7).

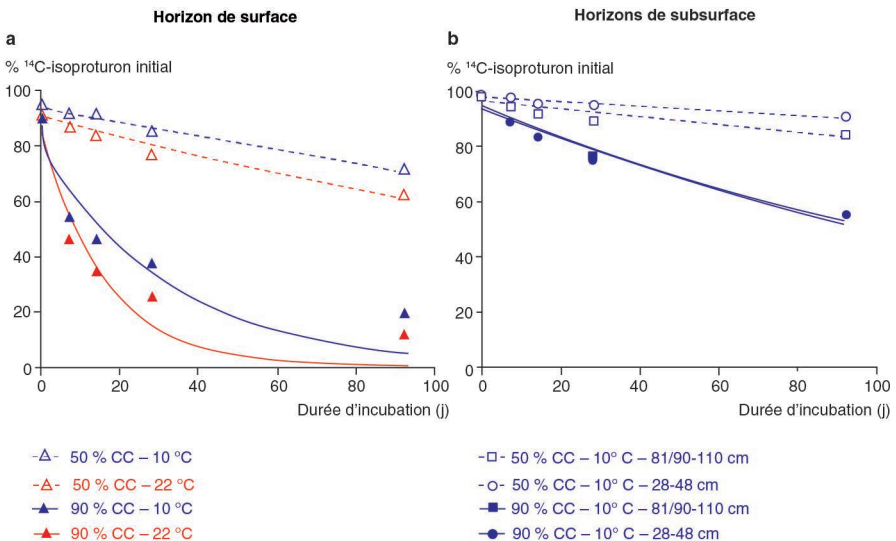


Figure 2.7. Cinétiques de dégradation de l'isoproturon (marqué au carbone 14) dans trois horizons d'un même profil de sol, en fonction de la teneur en eau (50 et 90 % de la capacité au champ, CC) et de la température du sol (10 et 22 °C). (a) Horizon de surface (profondeur 0-15 cm). (b) Horizons de subsurface (28-48 cm et 81/90-110 cm) (Coquet *et al.*, 2007).

25. La pression de vapeur saturante est la pression à laquelle un fluide passe de l'état gazeux à l'état liquide (ou de l'état liquide à gazeux) pour une température donnée. Une substance possédant une pression de vapeur saturante élevée (vis-à-vis de la pression atmosphérique) à température ambiante est dite volatile.

La durée de demi-vie de l'isoproturon est toujours supérieure à 100 jours dans les horizons de subsurface²⁶ et est proche de 10 jours dans l'horizon de surface pour des conditions optimales d'activité de la microflore. En revanche, elle augmente d'un facteur 15 lorsque la teneur en eau passe de 90 à 50 % de la capacité au champ, conditions couramment rencontrées à la surface du sol. Les résultats montrent donc l'importance de l'état hydrique du sol dans le déterminisme de la dégradation de l'isoproturon et sa grande persistance dans les horizons du sous-sol. Pour obtenir une estimation réaliste de la dissipation des pesticides dans les sols, il est donc indispensable de prendre en compte la dépendance de la dégradation vis-à-vis des conditions du sol, elles-mêmes dépendantes du climat.

Comme la conductivité hydraulique de la matrice du sol est élevée les transferts de pesticides ne pouvaient pas s'expliquer par un transport préférentiel au travers des macropores (galeries de vers de terre, de racines). Par ailleurs, les vitesses de circulation de solutés inertes conservatifs (anion bromure) observées ont montré que seule une fraction de l'eau contenue dans le sol se déplaçait. En réalisant des traçages séquentiels de l'eau d'infiltration dans les trois principaux profils de sol de la parcelle, Coquet *et al.* (2007) ont confirmé l'existence d'une fraction d'eau « immobile » dans le sol et ils ont montré que ces mécanismes engendraient un transport préférentiel de type « eau mobile/eau immobile » MIM²⁷ (van Genuchten et Wierenga, 1976). Cette fraction d'eau immobile représente de l'ordre de 50 % de la teneur en eau du sol lorsque celui-ci est à un état proche de la saturation (Alletto *et al.*, 2006b). Elle est variable dans l'espace, mais présente des caractéristiques similaires, quelle que soit l'échelle considérée (parcelle ou bassin hydrologique, tableau 2.2). La fraction d'eau immobile est plus importante dans

Tableau 2.2. Variabilité spatiale des principaux facteurs de dissipation de l'isoproturon estimés sur la base d'observations locales, aux deux échelles d'étude (parcelle agricole, bassin hydrologique de Ouarville).

		Conductivité hydraulique au potentiel -1 cm (mm/h)	Fraction d'eau immobile (%)	Coefficient d'adsorption (L/kg)	Durée de demi-vie (j)
Échelle parcellaire	Moyenne	72	53	1,1	11
	Coefficient de variation (%)	85	61	10,0	10
Échelle bassin hydrologique	Moyenne	71	54	1,1	12
	Coefficient de variation (%)	95	47	23,0	91

26. L'horizon de subsurface est situé sous la couche labourée (profondeur > 28 cm).

27. MIM (*Mobile-Immobil physical non equilibrium Models*) est une approche conceptuelle considérant deux compartiments d'eau dans le sol, l'un mobile contribuant aux processus d'infiltration, l'autre immobile.

l'horizon de surface (couche travaillée) tout en étant fortement variable localement. En particulier, le substrat calcaire présente une fraction d'eau immobile très importante, mais avec une variabilité moindre. Coquet *et al.* (2007) ont montré que le transport préférentiel de type MIM peut potentiellement conduire à un déplacement rapide des pesticides vers la profondeur.

La complexité des processus intervenant dans la dissipation des pesticides et leur caractère couplé nécessitent l'utilisation de modèles numériques pour prévoir leur devenir dans les sols et les risques environnementaux associés. Or, les modèles utilisés dans les procédures d'homologation des pesticides ne prennent pas en compte le transport préférentiel de type MIM. Dans ce contexte, Coquet *et al.* (2007) ont réalisé une évaluation d'une version du modèle de transport de solutés dans les sols Hydrus-1D, intégrant le transport préférentiel de type MIM en conditions transitoires. Les résultats des simulations indiquent la présence d'isoproturon dans la solution du sol à la profondeur de 1 m à des concentrations maximales de l'ordre de 20 $\mu\text{g/L}$, ce qui est en cohérence avec les niveaux de concentration atteints dans la nappe (figure 2.8). Les concentrations simulées montrent une sensibilité importante aux valeurs des paramètres MIM (teneur en eau immobile à saturation, teneur en eau immobile résiduelle...) (Cheviron et Coquet, 2009).

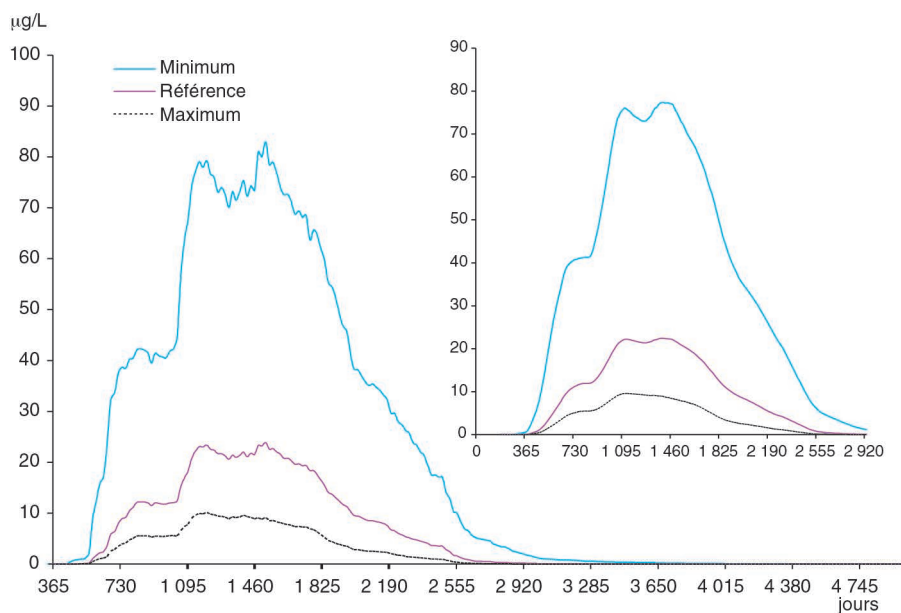


Figure 2.8. Simulation de la concentration en isoproturon (en $\mu\text{g/L}$) dans la solution du sol à 1 m de profondeur, sur 13 ans (en moyenne glissante annuelle dans le schéma de droite). Le scénario de référence utilise les valeurs mesurées localement. Les lignes Minimum et Maximum correspondent respectivement à une variation de -80% et $+80\%$ de la valeur mesurée de la teneur en eau immobile à saturation (Coquet *et al.*, 2007).

similaires entre les deux échelles constitue un résultat surprenant. Il est toutefois cohérent avec l'absence d'émergence d'une structure spatiale des sols à l'échelle du bassin hydrologique autre que celle observée à l'échelle locale. Cette variabilité spatiale des paramètres de dissipation n'a pas pu être reliée à celle des caractéristiques de constitution des sols (texture, masse volumique apparente, charge en cailloux, teneur en carbonates...), hormis la relation classique entre coefficient d'adsorption et teneur en matière organique du sol. Ce résultat s'explique vraisemblablement par le caractère peu contrasté des horizons de surface des sols dans la zone d'étude (couverture limoneuse homogène). Coquet *et al.* (2007) ont également étudié la possibilité d'utiliser des images satellites de réflectance des sols à des fins de cartographie des paramètres de dissipation de l'isoproturon dans les sols : ils ont pu montrer que les images satellites de réflectance visible/proche infrarouge permettaient une cartographie précise des teneurs en matière organique des sols (Berthier *et al.*, 2008 ; figure 2.9), qui jouent un rôle important dans la rétention des pesticides par la phase solide du sol.

Coquet *et al.* (2007) ont donc démontré l'existence d'un transport préférentiel de l'isoproturon dans les sols de Beauce pouvant être décrit par une partition « eau mobile »/« eau immobile ». Ce processus doit être pris en compte dans les modèles afin de ne pas sous-estimer le risque de contamination des eaux souterraines. La compréhension précise de l'origine et des facteurs le contrôlant pourrait à terme déboucher sur de nouvelles pistes de gestion du risque *via*, par exemple, des préconisations sur le travail du sol et les dates d'application des pesticides. Les travaux de Coquet *et al.* (2007) ont également permis de définir une stratégie pour la spatialisation et la gestion des risques de contamination des eaux souterraines par l'isoproturon. Cette démarche générique, fondée sur une connaissance précise des sols à l'échelle locale (intraparcellaire), peut être appliquée à tout pesticide. Elle pourrait être utilisée pour moduler les intrants phytosanitaires dans un contexte d'agriculture de précision.

Transfert des pesticides dans les eaux de surface

La contamination diffuse des eaux de surface par les pesticides est le résultat des phénomènes de transfert impliquant principalement le ruissellement et l'érosion. Dans certaines configurations morphologiques (présence de pentes dans le bassin, de couches géologiques ou pédologiques à faible perméabilité) et de contexte pluviométrique, des écoulements de subsurface peuvent aussi venir alimenter le cours d'eau et contribuer ainsi à la contamination des eaux de surface. Différents facteurs vont réguler les niveaux de contamination des pesticides dans les eaux de surface :

- des facteurs structurels (topographie, nature des sols, distance des parcelles au cours d'eau) et humains (pratiques agricoles) ;
- des facteurs climatiques (typologie des pluies sur le bassin étudié) et leur influence sur la variabilité spatiale et temporelle de la contamination des eaux de surface du bassin-versant ;
- des facteurs biogéochimiques (notamment l'importance et la variation des teneurs en matière organique dissoute et particulaire et de la présence de micro-organismes) et leur influence sur l'adsorption, la désorption et la dégradation des pesticides.

Dubernet *et al.* (2006) ont développé une série d'approches visant à : mieux caractériser la contamination des eaux du bassin-versant expérimental du Ruiné situé sur la commune d'Aubeville en Charente (surface totale de 6 km² pour une surface agricole utile de 4,8 km²) ; étudier les déterminismes conduisant aux transferts de pesticides vers les hydrosystèmes de surface ; et évaluer les risques de transferts en liaison avec l'occupation des sols et les pratiques agricoles. L'approche était interdisciplinaire, associant à l'échelle d'un « territoire » le suivi hydrologique avec l'analyse de la qualité de l'eau et un suivi des agriculteurs avec la mise en place d'indicateurs, dans le cadre d'une opération agroenvironnementale (contrat territorial d'exploitation, CTE).

Suivi de la contamination des eaux

Les travaux de Dubernet *et al.* (2006) ont tout d'abord permis de mettre au point et d'adapter des méthodes pour l'analyse chimique de pesticides dans les eaux. Une technique de chromatographie en phase liquide haute pression (*High Performance Liquid Chromatography*, HPLC) en phase inverse sur phase stationnaire C18, utilisant un détecteur à barrette de diodes, a été adaptée aux pesticides utilisés dans le bassin-versant, permettant l'analyse d'une trentaine de molécules et métabolites des familles des triazines, phénylurées, chloroacétalides, diphényléthers. Ces travaux ont par ailleurs permis l'acquisition en continu, du 1^{er} janvier 2001 à la mi-2003, de données relatives à l'hydrologie du cours d'eau *via* une centrale d'acquisition de données débitométriques et pluviométriques, ainsi que de données relatives à la contamination des eaux de surface du Ruiné par les pesticides et leurs métabolites. Les échantillonnages des eaux ont été assurés grâce à deux stratégies : un échantillonnage intégré hebdomadaire et un échantillonnage fractionné de crues à pas de temps horaire. Les chroniques de données historiques disponibles depuis 1991 ainsi complétées ont été utilisées pour approfondir l'étude des déterminismes de transfert et l'estimation des risques potentiels de transfert des pesticides vers l'hydrosystème.

Influence de l'état hydrique du sol et des précipitations

Sur le plan du fonctionnement des milieux, l'intensité des transferts d'eau et de pesticides est fortement conditionnée par l'état hydrique des réservoirs du sol, ainsi que par la quantité et l'intensité des pluies, ces éléments étant déterminants sur la genèse des transferts.

Le comportement hydrologique du bassin-versant a donc été modélisé à partir des chroniques de données disponibles. Les travaux de Lesclaux (2002, 2003) ont produit un modèle conceptuel à base physique constitué de deux réservoirs, le sol et le sous-sol (figure 2.10a), programmé dans le logiciel SAS. Ce modèle calé avec les données du bassin-versant a permis de simuler de façon satisfaisante le débit de la rivière sur toute la chronique disponible depuis 1991 (figure 2.10b et c).

Ce travail de modélisation à base physique (modèle Ruiné) n'ambitionnait pas encore d'aborder la qualité des eaux. Celle-ci s'avère complexe à traiter en raison des caractéristiques et des affinités chimiques très diverses des pesticides, de la variabilité et de la saisonnalité de leur utilisation, des interactions

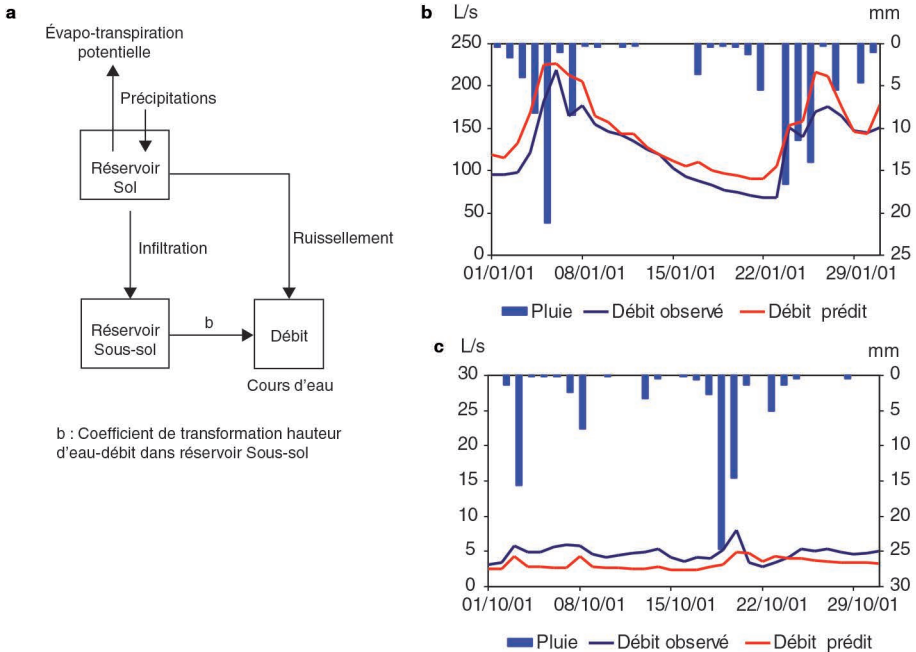


Figure 2.10. (a) Logigramme du modèle hydrologique « Ruiné » à deux réservoirs. Exemples de résultats de simulation : (b) d'une chronique hydrologique de hautes eaux ; (c) d'une chronique hydrologique d'étiage (Dubernet *et al.*, 2006).

possibles avec la matière organique ou encore de l'évolution des usages et des stratégies commerciales des distributeurs locaux de pesticides (coopératives, négoce).

Typologie physique des épisodes de crues

Les conditions initiales variables de l'hydrosystème, au moment où un épisode de pluie se produit, rendent difficilement comparables d'une part les épisodes de crues entre eux et d'autre part les données temporelles de qualité des eaux ou de transfert produites ou simulées à l'exutoire d'un bassin-versant. De ce fait, la comparaison de données de *monitoring* dans une optique d'évaluation de pratiques de gestion, par exemple pour évaluer l'efficacité de mesures correctives, s'avère complexe. Une typologie des événements de crue a donc été réalisée afin de repérer les événements de transferts les plus comparables sur le plan hydrologique et d'en étudier l'intérêt pour asseoir cette comparaison. À cette fin, Dubernet *et al.* (2006) ont défini des entités appelées « événements de crue », dont le début est caractérisé par une variation de débit supérieure à 15 L/s sur une période de 12 heures ; les événements temporels « standard » intercomparés démarrent au déclenchement de la crue et durent 48 heures. Divers descripteurs relatifs à la quantité et à l'intensité des pluies et des débits ont été obtenus par l'exploitation des chroniques de données obtenues sur le bassin-versant expérimental. Ces descripteurs mesurés ont été complétés par l'état des réservoirs modélisés du sol et du sous-sol au début et à la fin de chaque épisode considéré. Deux cent six « événements de crue » ont ainsi été recensés et classifiés par une analyse ascendante hiérarchique, aboutissant

à une typologie de six groupes d'événements relativement homogènes sur le plan hydrologique.

Finalement, la typologie des pluies établie en fonction des variations de débit provoquées à l'exutoire a permis d'asseoir la comparabilité d'événements temporels sur le plan hydrologique et de mieux apprécier les transferts de pesticides générés, à partir des concentrations en pesticides mesurées.

Modélisation hydrostatistique et indicateur « PhytoBV »

Afin d'évaluer le risque potentiel de transfert de pesticides à l'échelle du bassin-versant expérimental du Ruiné, Dubernet *et al.* (2006) ont développé un indicateur « PhytoBV », prenant en compte à la fois des facteurs structurels et humains (Vernier et Dubernet, 1997). Pour cela, ils ont utilisé des données hydrologiques et de qualité de l'eau acquises entre 1994 et 2002 et des données issues d'un suivi pluriannuel des pratiques agricoles. Plusieurs variantes de l'indicateur ont été calculées : un indicateur global prenant en compte l'ensemble des traitements phytosanitaires et des indicateurs spécifiques à un pesticide donné, notamment les molécules qui faisaient l'objet d'un *monitoring* à l'exutoire du bassin. Chacun de ces indicateurs s'applique à l'échelle d'une entité de bassin-versant élémentaire, homogène quant à la sensibilité structurelle et aux pratiques agricoles (Macary et Vernier, 2007 ; Vernier, 2007). Les critères de risque retenus pour calculer l'indicateur ont reposé sur des données accessibles à l'échelle des bassins-versants de taille intermédiaire et dont le rôle dans les transferts de pesticides vers les cours d'eau est reconnu dans la littérature :

- les pentes, qui accélèrent les phénomènes de ruissellement et d'érosion, et donc le transfert de pesticides vers les cours d'eau ;
- la proximité du cours d'eau, qui accroît le risque de transfert ;
- les caractéristiques des sols, qui influent sur la rétention et le transfert des pesticides ;
- les pratiques agricoles – rotations culturales, apports de pesticides – caractérisées ici par un pourcentage d'intensité qui reflète la manière dont se positionne une parcelle par rapport à une parcelle moyenne du bassin-versant pour la même culture.

Des classes ont été déterminées pour chacun de ces critères afin de réaliser un maillage du territoire et définir par analyse spatiale des entités homogènes dans le bassin-versant (figure 2.11).

Deux méthodes de calcul des indicateurs ont alors été testées (Vernier *et al.*, 2005a) :

- la méthode par agrégation des critères. Une analyse statistique de chaque critère a été effectuée pour déterminer les valeurs seuils et réaliser une répartition en classes selon la méthode des seuils naturels. Pour combiner les critères entre eux, Dubernet *et al.* (2006) ont réalisé le produit des critères structurels, ce qui permettait une meilleure discrimination que la somme. En revanche, pour tenir compte des zones non traitées, mais pouvant présenter une sensibilité structurelle, le critère « pratiques agricoles » a été agrégé par somme. Ainsi la formule de calcul finale est :

$$\text{Valeur PhytoBV} = (\text{Valeur critère}_{\text{Pente}} \times \text{Valeur critère}_{\text{Sol}} \times \text{Valeur critère}_{\text{Distance}}) + \text{Valeur critère}_{\text{Pratiques}}$$

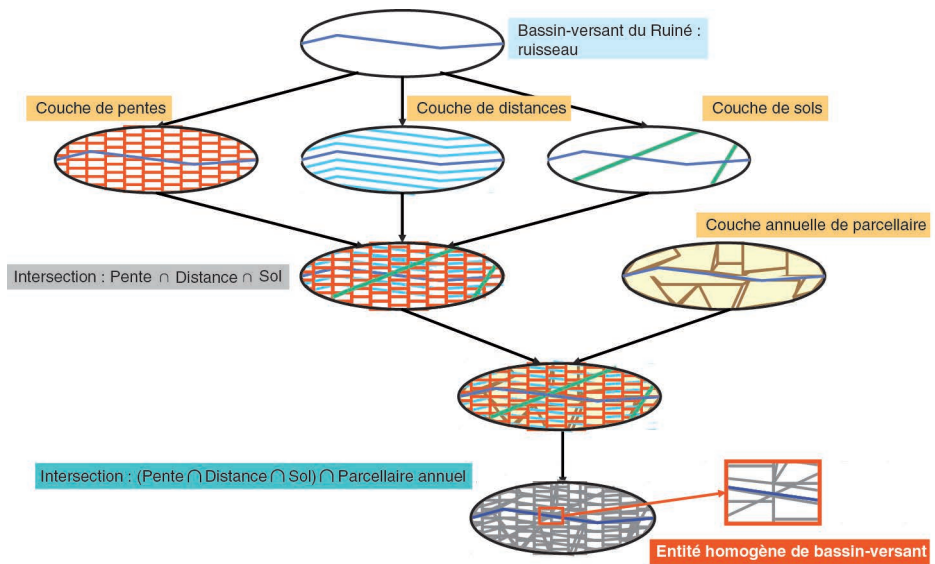


Figure 2.11. Détermination par analyse spatiale des entités homogènes de bassin-versant (Dubernet *et al.*, 2006).

– la méthode par analyse multicritère. L'indicateur PhytoBV a été calculé à l'aide de la méthode d'analyse multicritère Electre (Roy, 1985). En s'appuyant sur des données issues de la littérature (Ineris, 2005 ; Rogers et Bruen, 1998), Dubernet *et al.* (2006) ont décidé de ne pas pondérer les critères structurels, mais de donner un poids spécifique au critère « pratiques agricoles » : le résultat le plus pertinent a ainsi été obtenu en pondérant l'apport en pesticides par un facteur 4.

Ces deux méthodes de calcul ont donné des résultats cohérents.

Les indicateurs ont été calculés pour chaque entité homogène du bassin-versant. Ils ont pu ensuite être déterminés à l'échelle d'une parcelle ou du bassin-versant, en calculant la moyenne des indicateurs PhytoBV de ses entités homogènes pondérée par la surface de celles-ci. Leur représentation cartographique (figure 2.12) permet de visualiser les zones du bassin les plus sensibles et le risque potentiel de transfert vers les eaux pour l'année considérée, ce risque potentiel pouvant devenir effectif en fonction de la fréquence et de l'intensité des événements pluvieux au cours de l'année.

Afin de valider l'indicateur, Dubernet *et al.* (2006) ont étudié les corrélations entre ses variables constitutives et les débits et concentrations en pesticides dans le ruisseau, en développant un modèle hydrostatistique sous SAS (Vernier *et al.*, 2005a et b). Le modèle permet de calculer la contribution spécifique de chaque parcelle au flux mesuré dans le cours d'eau (figure 2.13) et de valider *a posteriori* la méthode de calcul de l'indicateur de risque de transfert à l'échelle du bassin-versant ; il donne également les poids relatifs à chaque variable. Si ces poids relatifs ne sont valables que dans le contexte pédoclimatique du bassin étudié et pour le pesticide considéré, la méthode de calcul de l'indicateur est transférable à d'autres sites.

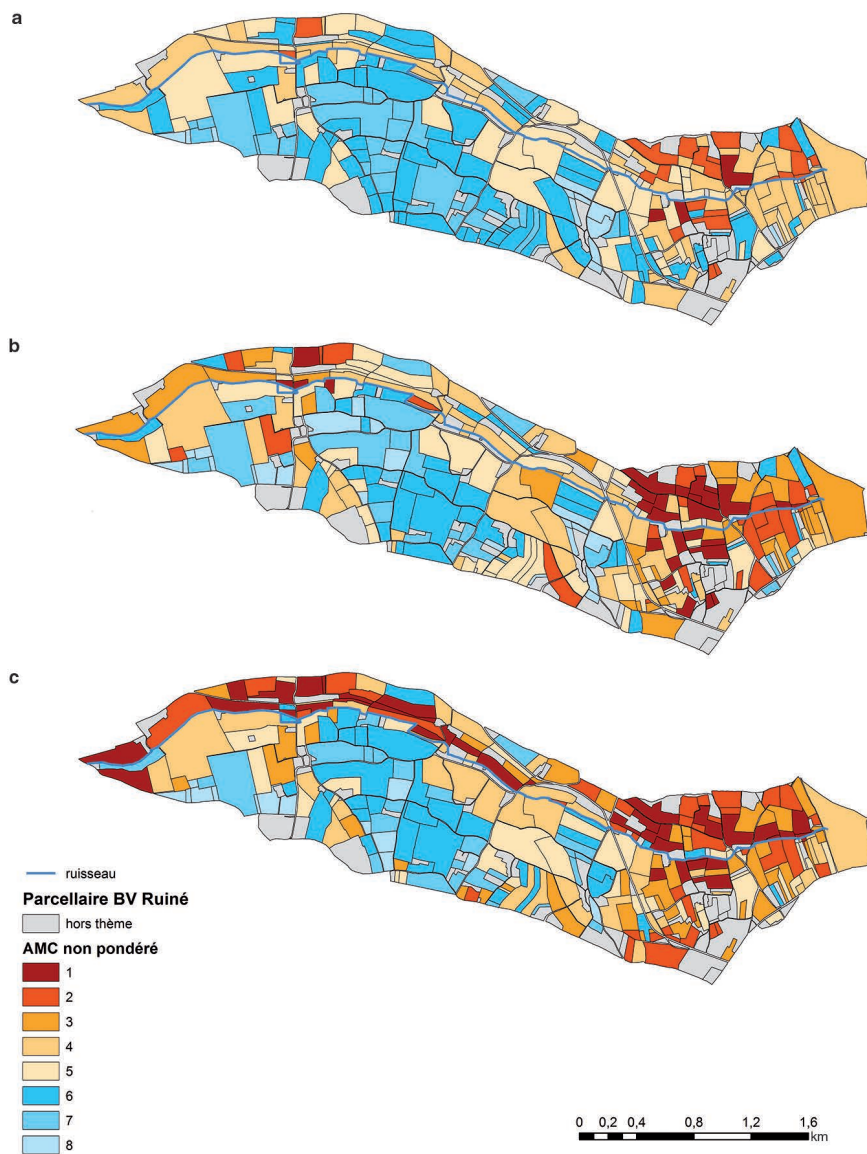


Figure 2.12. Valeur de l'indicateur PhytoBV du plus risqué (1) au moins risqué (8) sur le bassin-versant du Ruiné (données année 2002). (a) Méthode par agrégation. (b) Analyse multicritère avec pondération (Electre 3). (c) Analyse multicritère sans pondération (Electre 4) (Dubernet *et al.*, 2006).



Figure 2.13. Contribution des parcelles traitées avec de l'atrazine au flux d'atrazine à l'exutoire du petit bassin-versant, estimée par le modèle (1995-1997). La légende précise le score de contribution spécifique modélisé attaché à chaque parcelle ; la portée de l'échelle (ici, de 0 à 0,96) et les classes sont autodéterminées par le modèle (Dubernet *et al.*, 2006).

Les travaux de Dubernet *et al.* (2006), réalisés dans le bassin-versant du Ruiné (Charente), ont permis de générer un modèle conceptuel à base physique permettant de prendre en charge et de simuler les transferts hydrologiques de façon satisfaisante sur une longue série temporelle (1991-2002). Cependant, la prise en charge réaliste des transferts de pesticides par la modélisation s'avère complexe car elle dépend des états hydrologiques, des usages de pesticides et de leur saisonnalité, ainsi que du nombre, des caractéristiques chimiques et de l'évolution permanente des pesticides employés. Par ailleurs, il est indispensable d'adapter et de re-caler la modélisation hydrologique à l'échelle spatiale considérée. Ces deux types de difficultés constituent un frein à la généralisation de l'outil produit (difficulté d'utilisation sur d'autres bassins-versants sans acquisition de lourdes chroniques de données hydrologiques et de qualité des eaux, et sans re-paramétrage et recalage de l'outil). Les réflexions faisant directement suite à ces recherches ont conduit les auteurs à ré-orienter leurs travaux de diagnostic de l'état de contamination des eaux vers l'utilisation de techniques d'échantillonnage intégratif *in situ*²⁸. Les premières recherches ont

28. Plutôt que de reconstituer des chroniques de concentration et des flux et pesticides par modélisation à partir de mesures ponctuelles de qualité d'eau, avec les coûts élevés d'acquisition de chroniques et les incertitudes qui y sont attachées, l'échantillonnage intégratif *in situ* permet, à l'aide d'un capteur passif immergé dans le milieu aquatique, de mesurer directement les concentrations intégrées moyennes des eaux écoulées pendant l'épisode échantillonné. Il ne nécessite pas d'infrastructure lourde de terrain pour sa mise en œuvre, il préconcentre les pesticides au bénéfice des seuils de quantification et nécessite une seule analyse multirésidus (concentration moyenne de chaque pesticide et métabolite) par épisode temporel échantillonné.

permis l'adaptation et la calibration du capteur passif POCIS²⁹ (Mazella *et al.*, 2007).

Par ailleurs, ces travaux ont permis à Dubernet *et al.* (2006) de mettre au point l'indicateur de risque potentiel de transfert « Phyto-BV » à l'échelle du bassin-versant, à partir des données accessibles à des échelles intermédiaires. Ils ont permis de dégager un certain nombre de pistes méthodologiques pour réaliser un outil transférable à d'autres contextes. Ces recherches se poursuivent actuellement dans un contexte de modélisation intégrée alliant indicateurs spatialisés et modèle hydrologique (Vernier et Rousset, 2014), avec le développement d'un indicateur composite à l'échelle bassin-versant intermédiaire pour estimer les risques potentiels de transfert.

Sur le plan opérationnel, l'indicateur PhytoBV a été utilisé lors du diagnostic réalisé par la Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles (Fredon) pour la mise en place de mesures agroenvironnementales dans le petit bassin du Ruiné, avec une bonne pertinence et cohérence par rapport aux diagnostics réalisés (Dubernet *et al.*, 2006).

Rôle des aménagements anthropiques dans le transfert des pesticides

En milieu agricole, les aménagements anthropiques – fossés, chemins, talus, dispositifs enherbés ou boisés, drains enterrés – constituent des discontinuités hydrologiques susceptibles d'influer sur le devenir des pesticides entre la parcelle et le milieu aquatique. En effet, ces structures agissent tant sur la trajectoire et le temps de transfert de l'eau, vecteur majeur des pesticides, que sur la possibilité pour ces derniers d'être retenus ou dégradés au cours de leur transfert au sein de ces systèmes (Gouy *et al.*, 2008 ; Gril *et al.*, 1997 ; Haycock *et al.*, 1997). À l'échelle du bassin-versant, les mécanismes hydrologiques et hydrochimiques en jeu sont fonction de l'organisation spatiale des différents éléments du milieu et des interconnexions entre les discontinuités hydrologiques, les parcelles agricoles et le milieu souterrain. Ces mécanismes dépendent des propriétés du sol et du couvert végétal, mais aussi de l'action de l'homme qui peut induire des modifications majeures sur le milieu au cours du cycle cultural (aménagement, travail du sol...) (Moussa *et al.*, 2002). Ils dépendent également de l'organisation des matériaux plus profonds (sous-sol, substratum géologique) qui déterminent l'importance des écoulements de subsurface et modulent fortement l'efficacité de ces éléments paysagers. Enfin, un fossé ou un dispositif enherbé pourra être un dispositif filtrant pour un certain état hydrique du bassin-versant et ne plus l'être

29. POCIS : *Polar Organic Chemical Integrative Sampler* (capteur passif de substances chimiques polaires) est un capteur qui préconcentre et échantillonne les pesticides modérément à moyennement hydrophiles présents dans la colonne d'eau. Il a été validé pour permettre un échantillonnage intégratif représentatif sur des durées de la semaine à un mois.

pour un autre. Ceci souligne l'importance de cerner et quantifier l'influence des principaux facteurs en cause pour optimiser le fonctionnement de ces dispositifs.

De nombreux modèles hydrologiques ont été développés pour simuler les mécanismes de transfert des pesticides dans les eaux de surface (ACTMO, Frere *et al.*, 1975 ; ARM, Donigian *et al.*, 1977 ; CPM, Haith et Loehr, 1979 ; CREAMS, Knisel, 1980 ; HSPE, Donigian *et al.*, 1983 ; OPUS, Ferreira et Smith, 1992 ; SWAM, DeCoursey, 1982). Leur vocation est avant tout la simulation de la contamination à l'échelle de parcelles ou de bassins-versants et à l'échelle du cycle cultural et hydrologique. La description du transfert des pesticides dans les eaux est souvent une relation empirique ou conceptuelle simple. La plupart des modèles existants ne sont pas adaptés aux spécificités des bassins anthropisés et ne permettent donc pas de rendre compte de l'influence des aménagements sur la contamination des eaux par les pesticides (Carluer, 1998 ; Moussa *et al.*, 2003a).

Dans ce contexte, Carluer *et al.* (2004) ont fourni des éléments de compréhension des phénomènes de rétention, de dégradation et de transfert des pesticides entre la parcelle agricole et le milieu aquatique, en présence de fossés et de dispositifs enherbés et boisés. Ils ont pour cela élaboré une typologie des discontinuités hydrologiques et analysé leur fonctionnement hydrologique et hydrochimique, afin de mettre en évidence les rôles spécifiques des aménagements anthropiques.

Outre des expériences menées au laboratoire, notamment sur colonnes de sols non modifiées (Pot *et al.*, 2005 ; Vincent *et al.*, 2007) et sur canal expérimental (figure 2.14 ; Margoum, 2003 ; Margoum *et al.*, 2006 ; Pot *et al.*, 2005 ; Vincent *et al.*, 2007), des suivis et expérimentations de terrain ont été effectués sur les sites suivants :

- le site expérimental de la Jaillière (5 km²), situé à l'ouest d'Angers et géré par Arvalis-Institut du Végétal. Les sols, développés sur schiste, sont souvent hydro-morphes et fréquemment drainés. Le comportement hydrologique est dominé par des écoulements de proche subsurface ou de ruissellement par saturation (ou de drainage sur parcelle drainée, Souiller *et al.*, 2002) ;
- le bassin-versant de recherche expérimental de Roujan (91 ha), situé à 60 km à l'ouest de Montpellier. Ce bassin présente des dynamiques de crues très rapides, dominées par un ruissellement hortonien (c'est-à-dire par dépassement de la capacité d'infiltration du sol) ; les interactions avec la nappe sont toutefois significatives, favorisées par le dense réseau de fossés qui occupent ce site ;
- le bassin-versant de Kervidy-Naizin (5 km²), situé en Bretagne. Les sols de ce bassin ont de fortes similarités de comportement avec ceux de la Jaillière.

Les pesticides étudiés sont le diuron sur les sites de la Jaillière et Roujan, le diflu-fénicanil, l'isoproturon et l'atrazine à la Jaillière, et essentiellement l'atrazine à Kervidy-Naizin.

Typologie des discontinuités hydrologiques

La typologie du réseau de circulation de l'eau surfacique élaborée a intégré les réseaux anthropiques de fossés, les chemins, les routes, les buses et les canaux contribuant à la connexion des écoulements entre parcelles et cours d'eau. Les potentialités de transfert des pesticides au sein des fossés agricoles dépendent d'interactions



Figure 2.14. Canal expérimental, de 8 m de long et de 40 cm de large, conçu et construit à l'Irstea de Lyon en 2000 (Margoum, 2003) afin de réaliser des expérimentations en conditions dynamiques contrôlées se rapprochant d'un écoulement naturel et d'observer l'influence de la nature du substrat (richesse en matière organique et surface de contact) et des conditions hydrodynamiques sur la rétention des pesticides.

complexes entre divers processus physiques, chimiques et biologiques, dont les principaux sont la collecte des pesticides depuis la zone contributive directe (*via* les eaux de ruissellement ou de drainage naturel ou artificiel), l'acheminement des pesticides le long du fossé, leur rétention (adsorption, précipitation, immobilisation dans des zones d'eau morte...), leur dégradation (biotique et abiotique) et les interactions latérales (incluant les bords et le fond du fossé) avec les nappes. Carluier *et al.* (2004) se sont concentrés sur trois processus clés gouvernant le devenir des pesticides à l'échelle d'un événement : la collecte, la rétention et le transfert des pesticides vers l'aval (figure 2.15), pour lesquels de nombreuses références étaient disponibles (Adamiade, 2004 ; Margoum *et al.*, 2001, 2003 ; Marofi, 1999 ; Moore *et al.*, 2001, Moussa *et al.*, 2003b).

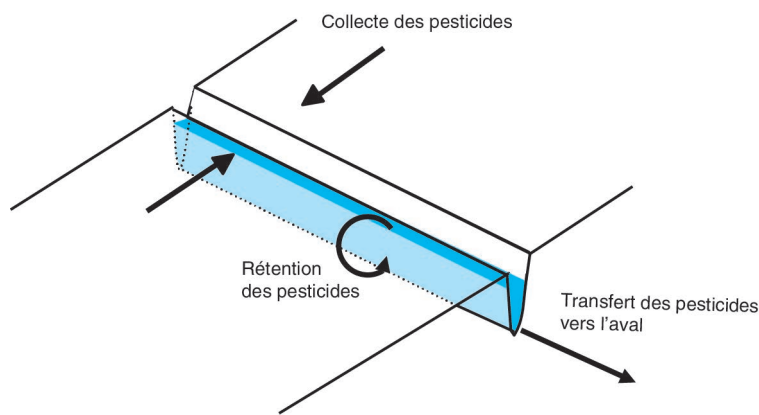


Figure 2.15. Trois processus pris en compte pour estimer le rôle du réseau de surface anthropique sur le devenir des pesticides (Carluier *et al.*, 2004).

Compte tenu de la complexité des réseaux de surface considérés, ils ont été subdivisés en biefs élémentaires, un bief correspondant à une entité du réseau considérée comme homogène vis-à-vis des principaux paramètres considérés. Les limites de bief sont des intersections avec d'autres biefs, des bordures de parcelles, des bordures de zones intermédiaires (bandes enherbées, buissons...). Un bief est choisi de sorte que chacun de ses côtés n'est en contact qu'avec un seul type de bordure, lui-même homogène (figure 2.16).

En se restreignant au cas des herbicides, Carluier *et al.* (2004) ont alors défini des indicateurs synthétiques (I) relatifs à chacune des trois fonctions pour un bief donné : $I_{collecte}$, $I_{rétention}$, $I_{transfert}$. Ils les ont ensuite combinés pour parvenir à une estimation globale du rôle de chaque bief dans le devenir des pesticides au cours d'un événement pluvieux, en proposant un classement qualitatif des biefs les uns par rapport aux autres :

- classe A : bief qui présente une faible capacité de collecte, quelle que soit sa capacité potentielle de rétention. Il contribue donc peu à la dissipation des pesticides ;
- classe B : bief qui présente une forte capacité de collecte des eaux issues des parcelles traitées, mais dont la capacité de rétention potentielle des pesticides est faible. Il contribue donc peu à la dissipation des pesticides, mais pourrait y contribuer davantage si sa capacité de rétention était augmentée ;

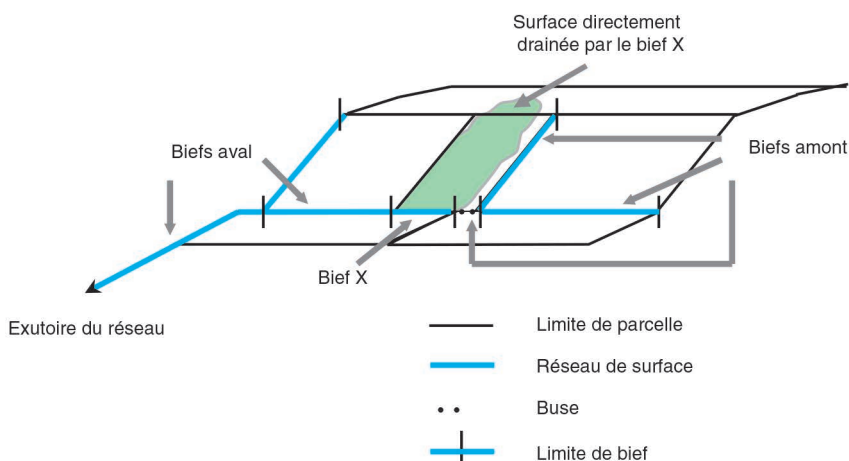


Figure 2.16. Segmentation du réseau de surface anthropique en biefs et exemple de connexions (Carluer *et al.*, 2004).

– classe C : bief présentant une capacité importante à collecter les eaux des parcelles traitées et à retenir les produits. Il joue ainsi un rôle important dans la dissipation des pesticides.

En termes pratiques, les biefs de la classe C doivent être préservés du fait de leur action positive supposée sur la dissipation des pesticides et la classe B contient les biefs pour lesquels il serait intéressant d'envisager un entretien, voire un aménagement adapté pour augmenter leur capacité de rétention.

Carluer *et al.* (2004) et Lagacherie *et al.* (2006) soulignent qu'il convient d'être très vigilant quant à la signification et l'usage ultérieur des indicateurs proposés : ceux-ci reposent sur les connaissances disponibles lors de la réalisation des travaux et pour la plupart n'ont pas fait l'objet d'une validation suffisante sur le terrain pour que leur usage puisse être généralisé à des fins d'évaluation du risque de transfert des pesticides. Des travaux ultérieurs (Boutron, 2009 ; Boutron *et al.*, 2011) ont montré que l'encombrement du lit de fossé par des amas organiques de formes variées, influençant les conditions hydrodynamiques très locales et les potentialités d'adsorption, pouvait augmenter significativement la rétention des pesticides. Un exemple d'application sur les trois bassins-versants agricoles de Roujan (Hérault), du Cétrais (Loire-Atlantique) et de la Morcille (Rhône) a permis de mettre en évidence la grande variabilité spatiale des situations – entre bassins, mais aussi sur un même bassin (figure 2.17) – et d'évoquer des pistes de gestion.

Ainsi, sans oublier les hypothèses sous-jacentes et les limites liées à la connaissance partielle des processus pris en compte et de leurs interactions, cette méthode semble montrer que, sur les trois sites étudiés, la part des biefs pouvant participer à la rétention des herbicides est faible et qu'il serait nécessaire d'envisager la mise en œuvre de stratégies d'entretien et/ou d'aménagement qui permettent le passage de biefs de classe B en classe C. Sur les bassins de Roujan et de la Morcille, il semblerait utile d'agir aussi au niveau des biefs de classe A, car, même si individuellement

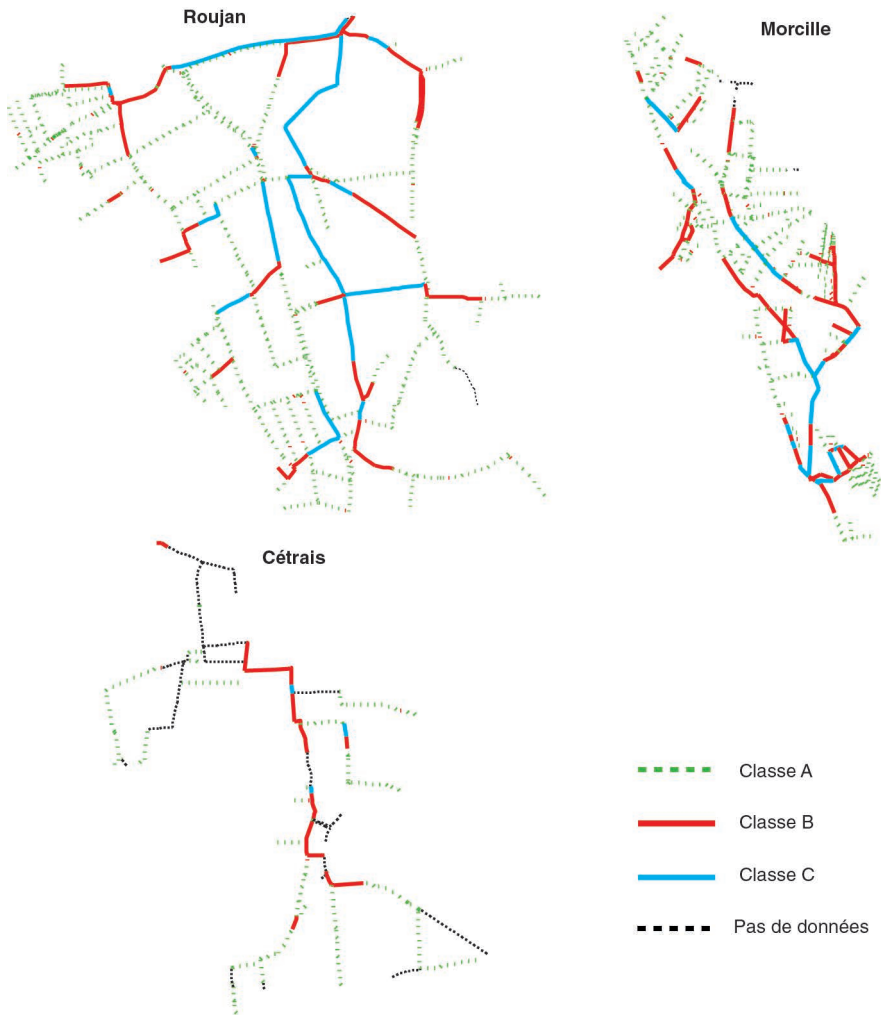


Figure 2.17. Classes de biefs vis-à-vis du transfert des herbicides sur les bassins-versants du Roujan, de la Morcille et du Cétrais (Carluer *et al.*, 2004).

ils collectent peu de pesticides, leur densité permet de penser que globalement ils contribuent de façon non négligeable aux écoulements.

D'un point de vue opérationnel, les indicateurs proposés peuvent servir de guide, par exemple pour sélectionner des zones d'étude plus ciblées dans lesquelles mener des prospectives de terrain. Toutefois, au stade actuel de son développement, il serait hasardeux d'utiliser cette méthode pour l'aide à la décision sans un certain nombre de précautions et améliorations préalables. En particulier, les indicateurs présentés ne permettent pas de rendre compte de la variabilité temporelle des situations (variations saisonnières, changements en lien avec les stratégies d'entretien du réseau). Par ailleurs, si les processus étudiés peuvent convenir pour une

approche événementielle (échelle d'une crue), ils ne pourront suffire dans une approche à plus long terme (saison, année) pour laquelle il sera indispensable d'intégrer des processus tels que la dégradation biotique et abiotique ou l'influence de la fluctuation des nappes.

Fonctionnement hydrologique et hydrochimique des discontinuités hydrologiques

À travers des expérimentations de terrain et de laboratoire, Carluer *et al.* (2004) ont étudié le couplage entre la dynamique de l'eau et les phénomènes de rétention, de biodégradation et d'accumulation des pesticides et de leurs résidus dans deux systèmes différents : les fossés et les zones enherbées et boisées, sur les deux bassins de la Jaillière et Roujan.

Le fonctionnement des fossés varie d'un site à l'autre puisque, sur le site de la Jaillière, l'essentiel des flux collectés provient du drainage, soit provoqué directement par le fossé (la plupart de l'eau provenant d'une nappe perchée), soit issu du réseau de drains enterrés. Les capacités d'infiltration de ces fossés y sont *a priori* très limitées durant la période hivernale.

Les résultats obtenus en canal expérimental ont en outre mis l'accent sur le rôle prépondérant des cinétiques d'adsorption de pesticides : au laboratoire comme sur le canal, l'adsorption du diflufenicanil est très rapide et indépendante des conditions d'écoulement ; en revanche, l'équilibre d'adsorption du diuron et de l'isoproturon est beaucoup plus long à atteindre. Ainsi, lors d'un transfert dans les fossés, l'augmentation du temps de contact, par exemple en ralentissant l'écoulement, pourrait favoriser l'adsorption de ces derniers pesticides. Une synthèse des travaux développés en lien avec la rétention des pesticides (Margoum *et al.*, 2003, 2006) a abouti à la mise au point d'un indicateur de la capacité de rétention maximale théorique d'un fossé ; celle-ci dépend essentiellement des substrats du lit du fossé (sédiments, végétaux vivants et/ou végétaux morts), notamment de l'abondance et de la nature des matières organiques.

Pour ce qui est des dispositifs enherbés et boisés, les travaux conduits par Carluer *et al.* (2004) ont confirmé que l'infiltration est quantitativement le premier phénomène expliquant l'efficacité de ces dispositifs dans la limitation du transfert de pesticides par ruissellement (Lacas *et al.*, 2005). Toutefois, les caractéristiques hydrodynamiques et physico-chimiques induites par la présence d'une végétation pérenne facilitent à la fois l'infiltration (Souiller *et al.*, 2002), l'adsorption et la dégradation des produits infiltrés au sein de la zone tampon (Benoit *et al.*, 2003, 2008 ; Madrigal *et al.*, 2002 ; Madrigal-Monarrez, 2004). La figure 2.18 présente les principaux processus impliqués dans l'efficacité des zones tampons végétalisées. Les études, qu'elles soient *in situ* ou sur colonnes en laboratoire, ont indiqué que des transferts rapides *via* des écoulements préférentiels peuvent avoir lieu dans ces dispositifs : une part non négligeable des pesticides infiltrés ne serait donc pas retenue par les horizons superficiels, court-circuitant ainsi les capacités de rétention et de dégradation importantes de ces derniers. Des travaux ultérieurs, menés sur une zone tampon enherbée sur le bassin de la Morcille, avec des sols sableux très perméables, ont toutefois montré que, pour un événement relativement

important (fréquence de retour d'environ deux ans), entre 40 et 70 % des pesticides entrant sur la bande enherbée étaient retenus dans les 50 premiers centimètres du sol de la zone tampon, ce pourcentage étant d'autant plus important que la capacité d'adsorption du produit est élevée (Carluer *et al.*, 2011 ; Lacas, 2005 ; Lacas *et al.*, 2012).

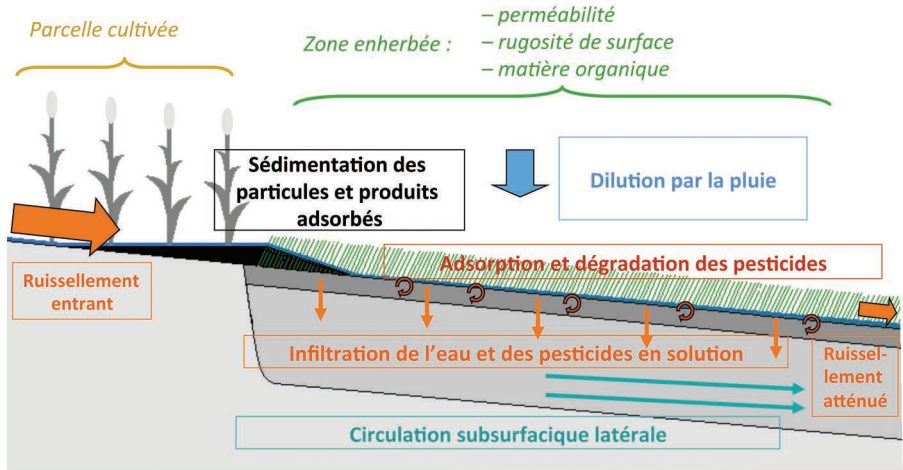


Figure 2.18. Principaux processus gouvernant le devenir des pesticides au sein d'une zone tampon enherbée ou boisée (Carluer *et al.*, 2004).

D'un point de vue opérationnel, les travaux suggèrent que les dispositifs boisés présentent *a priori* des capacités d'infiltration et de rétention plus importantes que celles des dispositifs enherbés. Toutefois, les espaces boisés sont souvent situés dans des zones en déprise agricole, où le besoin d'épurer les eaux n'est guère nécessaire. Par ailleurs, un dispositif tampon n'étant efficace que s'il n'est pas saturé en eau – du moins pour les pesticides au faible pouvoir d'adsorption –, des dispositifs enherbés ou boisés situés en fond de vallée humide ou dans des zones hydromorphes n'auront donc que peu d'intérêt. Il en va de même pour des zones très ravinées, ne présentant qu'une faible surface efficace pour l'infiltration. L'implantation de dispositifs tampon en bordure immédiate des cours d'eau, efficace pour limiter la dérive de pulvérisation et qui répond à des exigences réglementaires dans le cadre des bonnes conditions agri-environnementales de la PAC, demande donc parfois à être complétée par des dispositifs situés plus en amont, compte tenu du caractère souvent humide de ces zones (infiltration nulle ou réduite) et de la possibilité pour les pesticides infiltrés de rejoindre rapidement le cours d'eau par écoulement subsurface (Corpen, 2007b). Des travaux ultérieurs ont permis d'élaborer un guide de diagnostic permettant de caractériser le rôle tampon des zones enherbées ou boisées existantes et de proposer des dispositifs complémentaires (Bernard *et al.*, 2014). Dans cette optique a été produit un ensemble d'outils et de méthodes permettant de dimensionner les zones tampons végétalisées à mettre en place (Carluer

et al., 2014a). Ces travaux s'insèrent dans le cadre plus général du groupe technique « Intégration des zones tampons au sein d'un bassin-versant » initié par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema).

Le suivi régulier des concentrations en pesticides dans le lit des fossés du réseau de Roujan a montré des concentrations décroissant de l'amont vers l'aval du bassin et décroissant dans le temps, à l'instar des concentrations relevées sur les sols des parcelles expérimentales. Ces observations suggèrent que l'eau issue des parcelles arrive rapidement par ruissellement dans les fossés où elle s'infiltre davantage. Les sédiments de fond de fossé n'ont montré que peu d'aptitude à la rétention. En revanche, les expériences d'infiltration d'eau contenant un traceur ont montré une grande capacité d'infiltration des fossés et une réactivité forte du milieu subsurfacique. Ceci illustre donc la possibilité pour les pesticides arrivant dans un fossé infiltrant de rejoindre assez rapidement la nappe. Ce caractère prépondérant de l'infiltration implique une forte influence du comportement de la nappe sous-jacente, qu'il s'agisse de l'efficacité de la discontinuité hydrologique dans la réduction des quantités de phytosanitaires transférées vers les eaux de surface ou du devenir des produits infiltrés, tant pour les fossés que pour les zones tampons enherbées ou boisées (Lacas *et al.*, 2005). La position de la nappe phréatique conditionne ainsi :

- le phénomène d'infiltration ; il est faible ou nul en position de nappe haute et le seul mécanisme « tampon » est la rétention (puis, à plus long terme, la dégradation), qui n'est significative que pour les produits à fort coefficient d'adsorption ; les produits très solubles seront donc transférés sans abattement ;
- les quantités de pesticides qu'elle reçoit ; si elle est haute et notamment si elle recouvre les horizons de sol riches en matière organique, elle est susceptible d'être contaminée en « court-circuitant » leur capacité de rétention ;
- la capacité de transfert de l'eau et des pesticides par écoulements latéraux ; les horizons superficiels montrent souvent une conductivité hydraulique importante et les transferts subsuperficiels peuvent être significatifs ;
- l'ambiance géochimique et notamment les conditions d'anoxie/aérobie, déterminant la capacité de dégradation du milieu.

Les travaux de Carlier *et al.* (2004) ont apporté des éléments sur le rôle des dispositifs enherbés et des fossés dans le transfert et la dissipation des pesticides en bassin-versant agricole. Si les indicateurs développés doivent être utilisés avec précaution et améliorés, ils permettent d'ores et déjà de hiérarchiser les tronçons de fossés sur un bassin et les réseaux de fossés de différents bassins, quant à leur influence potentielle sur le devenir des pesticides issus des parcelles agricoles. Par ailleurs, les études menées ont confirmé le rôle des discontinuités hydrologiques dans la dissipation des pesticides ; elles ont notamment confirmé la prépondérance du phénomène d'infiltration et montré l'importance des conditions hydrodynamiques (en particulier la présence et la hauteur de nappe) sur l'efficacité de zones tampons. L'ensemble de ces travaux a ainsi permis de poser les bases pour une extension à d'autres types d'aménagements anthropiques et plus généralement, pour une typologie des paysages à l'échelle du petit bassin-versant.

Conclusion

Les travaux menés dans le cadre du programme Pesticides ont permis de mieux appréhender les phénomènes de stockage des pesticides dans les sols. Ils ont notamment mis en évidence un effet des pratiques agricoles sur la formation des résidus liés (en cas d'applications répétées d'atrazine, induction d'activités microbiennes spécialisées capables de dégrader rapidement ce pesticide) et pointé l'influence des pratiques passées (dose d'apport, profondeur des labours) sur le niveau actuel de contamination à la chlordécone des sols antillais. Les travaux ont par ailleurs dégagé un certain nombre de pistes méthodologiques pour construire des indicateurs du risque de transfert de pesticides vers les eaux de surface (à l'échelle d'une parcelle agricole voire d'un bassin-versant) ou vers la nappe souterraine (stratégie de spatialisation du risque applicable dans un contexte d'agriculture de précision). Ils ont enfin apporté des éléments sur le rôle des fossés, dispositifs enherbés et boisés dans la dissipation des pesticides (collecte, rétention, transfert).

Conclusion

Les exemples présentés dans cette partie illustrent l'importance des travaux de recherche sur les mécanismes influant le devenir des pesticides. Ils permettent l'approfondissement des connaissances sur les phénomènes de stabilisation et de transfert des résidus impliqués dans la contamination des différents compartiments de l'environnement. Ils permettent également la proposition et l'évaluation de mesures de gestion, ainsi que l'élaboration d'outils d'évaluation des risques de contamination.

Le programme Pesticides a incité très tôt au développement de travaux pionniers en France sur des questions toujours d'actualité, telles que la problématique de la contamination de l'atmosphère par les pesticides ou l'évaluation de l'étendue de la contamination des sols antillais par la chlordécone et des mesures de gestion de cette contamination.

Les résultats des différents projets permettent d'avoir une vision de la problématique de la contamination de l'environnement par les pesticides à des échelles multiples. Des résultats à des échelles fines ont permis de faire des estimations sur la dynamique des résidus de pesticides stabilisés sous des formes non extractibles pouvant contribuer au maintien d'une contamination à long terme. De même, la prise en compte des hétérogénéités des profils de sols ou de la distribution de la couverture pédologique a permis de mettre en évidence les différences de comportement des pesticides dans les sols, même au niveau d'une parcelle apparemment homogène. Ce type d'observation a également contribué à l'identification et la quantification des mécanismes de transfert préférentiel liés à l'état de l'eau dans les sols et à leurs propriétés hydriques ; ces mécanismes sont complémentaires ou se substituent aux mécanismes classiques liés à l'existence des circulations préférentielles dans la macroporosité du profil de sol. En complément de ce type de travaux, des échelles plus intégratives ont aussi été considérées dans le cas de l'étude de la contamination des eaux de surface, en utilisant le bassin-versant comme élément géographique pertinent, et de l'étude des transferts atmosphériques de pesticides à moyenne ou longue distance, avec des mesures intégratives de *monitoring* par le suivi des dépôts humides de pesticides.

Ces travaux fournissent des outils et des méthodologies applicables pour la gestion des risques de contamination. C'est le cas des modèles de transferts atmosphériques, tant par dérive que par volatilisation post-application, avec des applications opérationnelles : recommandations de bonnes pratiques agronomiques réduisant les transferts, construction de scénarios permettant la réduction des risques de dispersion au moment de la pulvérisation. C'est le cas également des travaux sur les indicateurs d'évaluation des risques au niveau d'un bassin-versant – qu'il s'agisse de la contamination des eaux de surface ou des eaux souterraines – et d'évaluation des aménagements anthropiques mis en place pour réduire ces risques.

Apports pour la gestion : regard de Benoît Réal, Arvalis-Institut du Végétal, membre du comité d'orientation du programme Pesticides

Principaux résultats

- Contaminations atmosphériques

La mise au point de méthodes de quantification de résidus de pesticides dans l'atmosphère et d'un modèle de prédiction des flux de volatilisation (Cellier *et al.*, 2004) a permis d'améliorer le suivi de l'état des contaminations. Brunet *et al.* (2013) ont proposé une méthode de simulation de la dispersion aérienne d'un nuage de pesticides et montré l'intérêt, dans les conditions testées, de l'utilisation d'un pulvérisateur à jet porté à quatre buses pour limiter les phénomènes de dérive. Ils ont aussi montré l'intérêt de la présence de haies pour réduire les transferts de pesticides par voie aérienne en aval des parcelles traitées. Mellouki *et al.* (2007) ont confirmé la saisonnalité des contaminations atmosphériques par les pesticides selon leurs usages. Chevreuil *et al.* (2003) ont mis en évidence, sur les différents sites métropolitains étudiés, une contamination des précipitations par les herbicides, contamination qui semble avoir lieu à l'échelle régionale.

- Transferts dans le sol et les eaux superficielles et souterraines

Barriuso *et al.* (2005) ont apporté des éléments pour une meilleure compréhension du phénomène de résidus liés en relation avec la biomasse microbienne par un travail de modélisation permettant de préciser leurs cinétiques de formation et de remobilisation en cas d'application répétée d'un même herbicide. Coquet *et al.* (2007) ont tenté de définir une méthode de spatialisation de la gestion des risques de transfert d'un herbicide à l'échelle de la parcelle et du bassin-versant. Ils ont démontré que l'hétérogénéité pédologique intraparcellaire et interparcellaire était très élevée, mais que les horizons de surface restaient peu contrastés. Pour cette raison, seule la teneur en matière organique des sols a pu faire l'objet d'une cartographie à l'aide d'images satellites de réflectance visible/proche infrarouge. Cabidoche *et al.* (2006) ont estimé que les sols de Martinique et de Guadeloupe étaient contaminés par la chlordécone pour une durée de plusieurs siècles et ont montré que le niveau de contamination était très dépendant du système de culture des bananeraies et principalement du travail du sol. Il est malheureusement impossible d'envisager un décapage des sols, la chlordécone ayant été enfouie en profondeur par le travail du sol dans les bananeraies non pérennes. Afin d'évaluer le risque potentiel lié aux pesticides à l'échelle d'un bassin-versant, Dubernet *et al.* (2006) ont développé l'indicateur PhytoBV, prenant en compte à la fois des facteurs structurels et humains, dans une approche pluridisciplinaire. Ces travaux ont permis de préciser l'influence du type de sol, de la pente, de la distance de la parcelle au réseau hydrographique et des pratiques culturales. La connaissance du rôle des bandes enherbées et des petits fossés dans la dissipation des pesticides à l'échelle d'un petit bassin-versant a progressé et il apparaît qu'un des phénomènes prépondérants soit l'infiltration (Carlier *et al.*, 2004).

Utilisation des résultats

- Contaminations atmosphériques

La mise en place d'analyses des contaminations atmosphériques par les pesticides à un pas de temps fin (Cellier *et al.*, 2004) devrait permettre d'harmoniser et d'affiner le travail réalisé par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA). L'importance de la généralisation de la recherche de pesticides en espace urbain a été confirmée par l'étude de Chevreuil *et al.* (2003). La saisonnalité des applications de pesticides (Mellouki *et al.*, 2007), et donc des transferts possibles, pourrait être mieux prise en compte par les AASQA dans un souci d'efficacité des campagnes de surveillance et de pérennité de ces réseaux de mesure en ces temps de restriction budgétaire.

En 2006, dans le cadre des « bonnes conditions agricoles et environnementales », l'obligation d'implanter une bande enherbée de 5 m ou de haies de la hauteur de la culture (avec une largeur minimum de 1,20 m) le long des cours d'eau figurant en trait bleu continu ou en trait pointillé bleu sur les cartes de l'IGN a permis d'en éloigner les rampes de

pulvérisation et de réduire les risques de contamination directe par dérive de pulvérisation. À noter que ces dispositifs végétalisés jouent aussi un rôle direct dans la limitation des transferts par ruissellement de pesticides vers les cours d'eau. Dans le même temps, la procédure de mise sur le marché des pesticides a été complétée par des études du risque de dérive de pulvérisation et la définition, pour certains pesticides, de zones non traitées (ZNT) à respecter pour limiter les risques de contamination des cours d'eau.

Enfin, le développement de nouvelles buses de pulvérisation à injection d'air, de buses limitant la formation de fines gouttelettes, de pulvérisateurs à voûte pneumatique traitant au face par face par-dessus le rang (vigne), de pulvérisateurs à panneaux récupérateurs avec buses à injection d'air (vigne) et de nouveaux pulvérisateurs associant injection d'air et jets à turbulence (arboriculture) permettent aujourd'hui de réduire la dérive de pulvérisation quand on les utilise dans les conditions prévues par la réglementation : vitesse du vent inférieure au niveau 3 de l'échelle de Beaufort (arrêté du 12/09/2006).

- Transferts dans le sol et les eaux superficielles et souterraines

Même si la transposition des résultats de l'étude de Barriuso *et al.* (2005) à d'autres herbicides et dans d'autres types de sol est difficile, les travaux ont permis de mieux comprendre la persistance de certains herbicides selon leur cadence d'application. L'étude de Cabidoche *et al.* (2006) a permis d'appréhender les mécanismes de contamination des racines de végétaux récoltés et de proposer des limites maximales de contamination des sols au-dessous desquelles les productions respectent les normes sanitaires en vigueur. Sur la base de leurs résultats de 2004, Carluer *et al.* (2014b) ont développé ultérieurement, dans le projet Miriphyque, une méthode d'évaluation du potentiel de contamination des eaux de surface par les pesticides, en prenant en compte les flux modélisés à la sortie des parcelles et l'influence des éléments du paysage. Les premiers résultats de Dubernet *et al.* (2006) ont permis de décliner l'indicateur PhytoBV à des échelles intermédiaires et de définir dans le projet ECCOTER (Vernier et Rousset, 2014) la construction de l'indicateur composite, qui sera utilisé en contexte opérationnel dans l'appui à la mise en œuvre d'un programme d'actions sur une zone d'aire d'alimentation de captage « Grenelle 2 ».

Besoins complémentaires

- Contaminations atmosphériques

Les lacunes opérationnelles concernent la définition de l'exposition à partir des connaissances des phénomènes de volatilisation et des transferts atmosphériques. Cela est nécessaire pour faire le lien avec les impacts, tant d'un point de vue de la toxicité à court terme et à long terme des contaminations atmosphériques sur les êtres humains que de leur écotoxicité sur les milieux naturels, que ce soit sous forme de vapeur, de dépôt par les poussières et par l'eau de pluie. Une meilleure connaissance des transferts atmosphériques des pesticides et de leurs effets permettrait d'orienter les conseils sur leur utilisation afin d'en minimiser les impacts négatifs.

- Transferts dans le sol et les eaux superficielles et souterraines

Les travaux de Barriuso *et al.* (2005) et de Coquet *et al.* (2007) reposent la question de l'évaluation des risques de transfert lors de la procédure de mise sur le marché des pesticides. En effet, les modèles de transfert sont appliqués sur des scénarios figés au niveau européen, qui ne tiennent pas compte de la complexité des phénomènes de dissipation des pesticides mis en évidence par ces travaux.

Pour limiter les transferts de pesticides vers les eaux de surface, les connaissances sont suffisantes pour réaliser l'aménagement des parcelles agricoles et du paysage avec des zones tampons. Néanmoins, des outils opérationnels pour identifier le dimensionnement optimal des aménagements à proposer permettraient dans une approche quantitative de réduire avec plus de certitude ces transferts. Cela pourrait également être utile à l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) pour définir des mesures réalistes de gestion des risques de transferts par ruissellement (notamment sur la largeur des dispositifs végétalisés), lors de l'évaluation des spécialités commerciales dans le cadre de l'homologation.

Bibliographie

- Adamiade C.V., 2004. *Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant*. Thèse de doctorat, Université Pierre-et-Marie-Curie, Paris VI, 238 p.
- Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Bergheaud V., 2006a. Effects of temperature and water content on degradation of isoproturon in three soil profiles. *Chemosphere*, 64 (7), 1053-1061.
- Alletto L., Coquet Y., Vachier P., Labat C., 2006b. Hydraulic conductivity, immobile water content, and exchange coefficient in three soil profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70 (4), 1272-1280.
- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. Rapport de l'expertise collective réalisée par l'Inra et le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche et du ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- Balland P., Mestres R., Fagot M., 1998. *Rapport sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation de produits phytosanitaires en Guadeloupe et Martinique*. Paris, ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- Barriuso E., Houot S., 1996. Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. *Soil Biol. Biochem.*, 28 (10-11), 1341-1348.
- Barriuso E., Edzang-Ondo M., Bergheaud V., Benoit P., Cohen N., Gabrielle B., Labat C., Vachier P., Schiavon M., Perrin-Ganier C., 2005. *Approche cinétique de la stabilisation de pesticides dans les sols sous forme de résidus non facilement extractibles : conséquences sur l'accumulation et la libération différée des pesticides stabilisés*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 98 p.
- Barriuso E., Benoit P., Dubus I., 2008. Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: magnitude, controlling factors and reversibility. *Environ. Sci. Technol.*, 42 (6), 1845-1854.
- Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E., 2002a. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22 (1), 35-49.
- Bedos C., Rousseau-Djabri M.F., Flura D., Masson S., Barriuso E., Cellier P., 2002b. Rate of pesticide volatilization from soil: an experimental approach with a wind tunnel system applied to trifluralin. *Atmos. Environ.*, 36 (39-40), 5917-5925.
- Bedos C., Rousseau-Djabri M., Flura D., Durand B., Gabrielle B., Barriuso E., Cellier P., 2004. Comparaison de méthodes de prélèvement d'air pour la mesure de la volatilisation de pesticides au champ : cas de la trifluraline. In : *Produits phytosanitaires : Concilier efficacité et gestion durable*. 34^e congrès du Groupe français des pesticides, Dijon, 7 p.
- Bedos C., Rousseau-Djabri M.F., Gabrielle B., Flura D., Durand B., Barriuso E., Cellier P., 2006. Measurement of trifluralin volatilization in the field: Relation to soil residue and effect of soil incorporation. *Environ. Poll.*, 144 (3), 958-966.
- Bedos C., Genermont S., Le Cadre E., Garcia L., Barriuso E., Cellier P., 2009. Modelling pesticide volatilization after soil application using the mechanistic model Volt'Air. *Atmos. Environ.*, 43 (22-23), 3630-3639.
- Benoit P., 1994. *Rôle de la nature des matières organiques dans la stabilisation des résidus de polluants organiques dans les sols*. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique Paris-Grignon, 190 p.

- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., Real B., Coquet Y., Margoum C., Laillet B., Dutertre A., Gril J., 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. *Étude et Gestion des Sols*, 10 (4), 299-312.
- Benoit P., Madrigal I., Preston C.M., Chenu C., Barriuso E., 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *Eur. J. Soil Sci.*, 59 (2), 178-189.
- Bernard K., Carluier N., Le Hénaff G., 2014. Diagnostiquer l'efficacité des zones tampons pour limiter le transfert hydrique des produits phytosanitaires. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 12, 83-99.
- Berthier L., Pitres J.C., Vaudour E., 2008. Prédiction spatiale des teneurs en carbone organique des sols par spectroscopie de terrain visible-proche infrarouge et imagerie satellitale SPOT. Exemple au niveau d'un périmètre d'alimentation en eau potable en Beauce. *Étude et Gestion des Sols*, 15 (4), 213-224.
- Bertin G., Schiavon M., 1989. Les résidus non extractibles de produits phytosanitaires dans les sols. *Agronomie*, 9 (2), 117-124.
- Bidleman T.F., 1981. Inter-laboratory analysis of high molecular-weight organochlorines in ambient air. *Atmos. Environ.*, 15 (4), 619-624.
- 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 (9), 1025-1031.
- Boutron O., 2009. *Étude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert de produits phytosanitaires en fossés agricoles: approche expérimentale et numérique*. Thèse de doctorat en chimie de l'environnement, Université Lyon 1, 255 p.
- Boutron O., Margoum C., Chovelon J.-M., Guillemain C., Gouy V., 2011. Effect of the submergence, the bed form geometry, and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. *Water Resour. Res.*, 47 (8), W08505.
- Bozon N., Mohammadi B., Sinfort C., 2008. Similitude and non symmetric geometry for dispersion modelling. *e-STA Revue, numéro spécial STIC et Environnement*, 5 (2), 17-20.
- Bozon N., Sinfort C., Mohammadi B., 2010. A GIS-based atmospheric dispersion model. *J. Eur. Sys. Autom.*, 44 (4-5), 445-461.
- Briand O., Millet M., Bertrand F., Clément M., Seux R., 2002a. Assessing the transfer of pesticides to the atmosphere during and after application. Development of a multiresidue method using adsorption on tenax and thermal desorption-GC/MS. *Anal. Bioanal. Chem.*, 374 (5), 848-857.
- Briand O., Bertrand F., Seux R., Millet M., 2002b. Comparison of different sampling techniques for the evaluation of pesticide spray drift in apple orchards. *Sci. Total Environ.*, 288 (3), 199-213.
- Briand O., Millet M., Bertrand F., Cellier P., Bedos C., Seux R., 2003. Atmospheric concentrations and volatilisation fluxes of two herbicides applied on maize. *Fresenius Environ. Bull.*, 12 (7), 675-679.
- Brun J.-M., 2007. *Modèles à complexité réduite de transport pour applications environnementales*. Thèse de doctorat, Université Montpellier 2, 203 p.
- Brunet Y., Dupont S., Chahine A., Sinfort C., 2013. *Modélisation de la dispersion aérienne des pesticides et des niveaux d'exposition à l'échelle du paysage (MODAPEX)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 55 p.

- Buser H.R., 1990. Atrazine and other S-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. *Environ. Sci. Technol.*, 24 (7), 1049-1058.
- Cabidoche Y., Clermont-Dauphin C., Lafont A., Sansoulet J., Cattan P., Achard R., Caron A., Chabrier C., 2006. *Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles: relation avec les systèmes de culture*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 99 p.
- Cabidoche Y.M., Achard R., Cattan P., Clermont-Dauphin C., Massat F., Sansoulet J., 2009. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: a simple leaching model accounts for current residue. *Environ. Poll.*, 157 (5), 1697-1705.
- Cabidoche Y.M., Lesueur-Jannoyer M., 2012. Contamination of harvested organs in root crops grown on chlordecone-polluted soils. *Pedosphere*, 22 (4), 562-571.
- Calderbank A., 1989. The occurrence and significance of bound pesticide-residues in soil. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 108, 71-103.
- Carluer N., 1998. *Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin-versant de Naizin (Morbihan)*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie Paris VI/Cemagref, 320 p.
- Carluer N., Gouy G., Kao C., Lagacherie P., Benoit P., Molénat J., Réal B., Souiller C., Gril J.-J., Trolard F., Voltz M., Ackerer P., Moussa R., Aurousseau P., Cordier M.-O., Gascuel-Odoux C., Margoum C., Coquet Y., Dutertre A., 2004. *Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin-versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 124 p.
- Carluer N., Le Hénaff G., Margoum C., Gouy V., 2011. Écoulements agricoles et produits phytosanitaires. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 12, 37-49.
- Carluer N., Noll D., Bernard K., Fontaine A., Lauvernet C., 2014a. Dimensionner les zones tampons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrique des produits phytosanitaires. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 12, 101-120.
- Carluer N., Gouy V., Lauvernet C., Molla G., Miralles A., Cheviron B., Pinet F., Benoit P., Coquet Y., Gascuel-Odoux C., Réal B., Guyot C., Maillet-Mezeray J., 2014b. *Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin-versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation de la gestion du risque (MIRIPHYQUE)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 53 p.
- Carrera G., Fernandez P., Vilanova R.M., Grimalt J.O., 2001. Persistent organic pollutants in snow from European high mountain areas. *Atmos. Environ.*, 35 (2), 245-254.
- Cattan P., 2012. La contamination d'un écosystème antillais 20 ans après l'application d'un organochloré, la chlordécone. In : *Contaminants et environnements : constater, diffuser, décider* (Caumette P., Mouneyrac C., Guillouzo A., eds.), Cahiers de l'ANR, 6, p. 88.
- Cattan P., Bussiere F., Nouvellon A., 2007a. Evidence of large rainfall partitioning patterns by banana and impact on surface runoff generation. *Hydrol. Proces.*, 21 (16), 2196-2205.
- Cattan P., Voltz M., Cabidoche Y.M., Lacas J.G., Sansoulet J., 2007b. Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns. *J. Hydrol.*, 335 (1-2), 157-169.

- Cellier P., Bedos C., Briand O., Clément M., Seux R., Gabrielle B., Barriuso E., 2004. *Transfert de pesticides vers l'atmosphère par dérive et volatilisation de post-application. Implications pour le bilan environnemental d'une culture, la contamination de l'atmosphère et l'exposition de l'humain (TAPAS)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 87 p.
- Chahine A., Dupont S., Sinfort C., Brunet Y., 2014. Wind-flow dynamics over a vineyard. *Bound.-Layer Meteorol.*, 151 (3), 557-577.
- Charnay M.-P., Mouglin C., Farrugia A., Barriuso E., 2004. Incorporation of pesticides by soil micro-organisms as a way of bound residues formation. *Environ. Chem. Lett.*, 2 (1), 27-30.
- Cheviron B., Coquet Y., 2009. Sensitivity analysis of transient-MIM HYDRUS-ID: case study related to pesticide fate in soils. *Vad. Zone J.*, 8 (4), 1064-1079.
- Chevreuil M., Garmouma M., Teil M.J., 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. *Sci. Total Environ.*, 182 (1-3), 25-37.
- Chevreuil M., Blanchoud H., Teil M.-J., Chestérikoff C., 2003. *Évolution et origines des apports atmosphériques de pesticides à l'échelle inter-régionale*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.
- Clément M., Arzel S., Le Bot B., Seux R., Millet M., 2000. Adsorption/thermal desorption-GC/MS for the analysis of pesticides in the atmosphere. *Chemosphere*, 40 (1), 49-56.
- Clermont-Dauphin C., Cabidoche Y.M., Meynard J.M., 2004. Effects of intensive monocropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. *Soil Use Manag.*, 20 (2), 105-113.
- Clostre F., Woignier T., Rangon L., Fernandes P., Soler A., Lesueur-Jannoyer M., 2014a. Field validation of chlordecone soil sequestration by organic matter addition. *J. Soils Sed.*, 14 (1), 23-33.
- Clostre F., Lesueur-Jannoyer M., Achard R., Letourmy P., Cabidoche Y.-M., Cattani P., 2014b. Decision support tool for soil sampling of heterogeneous pesticide (chlordecone) pollution. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 21 (3), 1980-1992.
- Coquet Y., Vaudour E., Benoit P., Bergheaud V., Garnier P., Labat C., Vachier P., Gilliot J.-M., Michelin J., Alletto L., Moeys J., Delmas M., Cheviron B., Berthier L., Le Bail G., Pitres J.-C., El Krimy Z., Mel M., Longuet A., Cousin I., Nicoulaud B., Dorigny A., Bobachev A., Duval O., King D., Angulo-Jaramillo R., Mubarak I., Fernandez D., 2007. *Caractérisation du risque de contamination de la nappe de Beauce par les pesticides : Élaboration des mécanismes du transport préférentiel et approche spatiale du risque à l'échelle du bassin hydrologique (ESHEL)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 62 p.
- Corpen, 2007a. *Les produits phytosanitaires dans l'air*. Corpen, Groupe Air'Phyt, Meedat, 121 p.
- Corpen, 2007b. *Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de production des eaux*. Corpen, Groupe Zones Tampons, Paris.
- Davakis E., Deligiannis P., 2000. Dispersion modelling intercomparison exercise. *Int. J. Environ. Poll.*, 14 (1-6), 176-185.
- De Leeuw F., Van Pul W.a.J., Van Den Berg F., Gilbert A.J., 2000. The use of atmospheric dispersion models in risk assessment decision support systems for pesticides. *Environ. Monit. Assess.*, 62 (2), 133-145.
- Dec J., Bollag J.M., 1997. Determination of covalent and noncovalent binding interactions between xenobiotic chemicals and soil. *Soil Sci.*, 162 (12), 858-874.

- DeCoursey D., 1982. ARS' small watershed model. ASAE Summer meeting, University of Wisconsin, Madison (USA), 27-30 juin 1982, American Society of Agricultural Engineers (ASAE paper 82-2094), 33 p.
- Derwent R.G., Hov O., Asman W.a.H., Vanjaarsveld J.A., Deleeuw F., 1989. An inter-comparison of long-term atmospheric transport models – the budgets of acidifying species for the Netherlands. *Atmos. Environ.*, 23 (9), 1893-1909.
- Donigian A.S. Jr., Beyerlein D.C., Davis H.H. Jr., Crawford N.H., 1977. *Agricultural Runoff Management (ARM) Model Version II: refinement and testing*. United States Environmental Protection Agency, Report EPA/600/3-77/098, 312 p.
- Donigian A.S., Imhoff J.C., Bicknell B.R., 1983. Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation – HSPF. In : *Agricultural Management and Water Quality. Proceedings of the National Conference on Agricultural Management and Water Quality* (Schaller F.W., Baily G.W., eds.), Iowa State University Press, Ames, IA, 200-249.
- Dubernet J., Delmas F., Hennion M.-C., Mazzella N., Scribe P., Vernier F., 2006. *Recherche sur le déterminisme du transfert des pesticides et leur devenir dans les eaux de surface : incidence sur l'évaluation des risques (TRANSPEST 16)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 213 p.
- Dupont S., Brunet Y., 2008a. Edge flow and canopy structure: a large-eddy simulation study. *Bound.-Layer Meteorol.*, 126 (1), 51-71.
- Dupont S., Brunet Y., 2008b. Impact of forest edge shape on tree stability: a large-eddy simulation study. *Forestry*, 81 (3), 299-315.
- Dupont S., Brunet Y., 2008c. Influence of foliar density profile on canopy flow: a large-eddy simulation study. *Agri. For. Meteorol.*, 148 (6-7), 976-990.
- Dupont S., Brunet Y., 2009. Coherent structures in canopy edge flow: a large-eddy simulation study. *J. Fluid Mech.*, 630, 93-128.
- Dupont S., Gosselin F., Py C., De Langre E., Hemon P., Brunet Y., 2010. Modelling waving crops using large-eddy simulation: comparison with experiments and a linear stability analysis. *J. Fluid Mech.*, 652, 5-44.
- Faasen R., 1995. Agricultural pesticide use: a threat to the European environment? *Eur. Wat. Poll. Cont.*, 5 (2), 34-40.
- Fernández-Bayo J.D., Saison C., Geniez C., Voltz M., Vereecken H., Berns A.E., 2013a. Sorption characteristics of chlordecone and cadusafos in tropical agricultural soils. *Cur. Org. Chem.*, 17 (24), 2976-2984.
- Fernández-Bayo J.D., Saison C., Voltz M., Disko U., Hofmann D., Berns A.E., 2013b. Chlordecone fate and mineralisation in a tropical soil (andosol) microcosm under aerobic conditions. *Sci. Total Environ.*, 463-464, 395-403.
- Ferreira V., Smith R., 1992. *OPUS : an integrated simulation model for transport of nonpoint-source pollutants at the field scale. Volume II – User Manual*. United States Department of Agriculture, USDA Agricultural Research Service, Washington, ARS-98, 200 p.
- Fredon, 2007. *Les réseaux de surveillance des eaux souterraines et superficielles du Greppes. Synthèse des résultats de 2000 à 2006*. Fredon Centre, Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles de la région Centre, 21 p.
- Frere M.H., Onstad C.A., Holtan H.N., 1975. *ACTMO, An agricultural chemical transport model*. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Report ARS-H-3, 54 p.

- Garcia L., Bedos C., Genermont S., Benoit P., Barriuso E., Cellier P., 2014. Modeling pesticide volatilization: testing the additional effect of gaseous adsorption on soil solid surfaces. *Environ. Sci. Technol.*, 48 (9), 4991-4998.
- George S.E., Claxton L.D., 1988. Biotransformation of chlordecone by *Pseudomonas* species. *Xenobiotica*, 18 (4), 407-416.
- Goolsby D.A., Thurman E.M., Pomes M.L., Meyer M., Battaglin W.A., 1993. *Occurrence, deposition, and long range transport of herbicides in precipitation in the Midwestern and Northeastern United States*. United States Geological Survey, open-file Report 93-418, 75-88.
- Gosse G., 1998. L'analyse du cycle de vie : Une méthode d'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de production. *Espaces pour Demain*, (56), p. 21.
- Gouy V., Gril J.J., Lacas J.G., Boivin A., Carluer N., 2008. Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôle des zones tampons pour en limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action. *Ingénieries-EAT* (numéro spécial Azote, phosphore et pesticides), 49-63.
- Granier L.K., Chevreuil M., 1997. Behaviour and spatial and temporal variations of polychlorinated biphenyls and lindane in the urban atmosphere of the Paris area, France. *Atmos. Environ.*, 31 (22), 3787-3802.
- Gril J.J., Baillon J.-M., Bourgoïn B., Cluzeau D., Dlouhy Y., Dubois de la Sablonière F., Fagot M., Gillet H., Guyot C., Longueville C., Orts R., Ouvry J.-F., Patty L., Perret I., Pommaret E., Réal B., Schiavon M., 1997. *Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. État des connaissances et propositions de mise en œuvre*. Corpen, Groupe « dispositifs enherbés », 88 p.
- Haith D.A., Loehr R.C., 1979. *Effectiveness of soil and water conservation practices for pollution control*. United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, 481 p.
- Haycock N., Burt T., Goulding K.W.T., Pinay G., 1997. *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones, Quest Environmental, Harpenden, 326 p.
- Ifen, 2004. *L'environnement en région Centre*. Institut français de l'environnement, 173 p.
- Ineris, 2005. *Détermination des pesticides à surveiller dans le compartiment aérien : approche par hiérarchisation. Synthèse du comité de pilotage*. Rapport d'étude 01/12/2005, 139 p. http://www.ineris.fr/centredoc/rap_restitution_sphair_1_2.pdf
- Kenaga E.E., 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4 (1), 26-38.
- Kermarrec A., 1980. *Niveau actuel de la contamination des chaînes biologiques en Guadeloupe : pesticides et métaux lourds*. Inra Antilles-Guyane, Rapport de contrat avec le ministère de l'Environnement, 155 p.
- Khan S.U., 1982. Distribution and characteristics of bound residues of prometryn in an organic soil. *J. Agri. Food Chem.*, 30 (1), 175-179.
- Knisel W.G., 1980. *CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems*. United States Department of Agriculture, USDA Conservation Research Report No. 26, 672 p.
- Lacas J.-G., 2005. *Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbés. Étude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface*. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau dans l'environnement continental, Université Montpellier II, 239 p. + annexes.

- Lacas J.-G., Voltz M., Gouy V., Carluier N., Gril J.-J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 25 (2), 253-266.
- Lacas J.G., Carluier N., Voltz M., 2012. Surface-subsurface evaluation of the efficiency of a grassed buffer strip for herbicide retention. *Pedosphere*, 22 (4), 580-592.
- Lagacherie P., Diot O., Domange N., Gouy V., Floure C., Kao C., Moussa R., Robbez-Masson J.M., Szleper V., 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecol. Indic.*, 6 (2), 265-279.
- Lambert L., 1996. *Application de l'analyse du cycle de vie en agriculture : cas des grandes cultures*. Mémoire de DEA, Université Paris XII Val-de-Marne, Inra Bioclimatologie Grignon, 35 p. + annexes.
- Le Déaut J.Y., Procaccia C., 2009. *Les impacts de l'utilisation de la chlordécone et des pesticides aux Antilles : bilan et perspectives d'évolution*. Rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 223 p.
- Lesclaux S., 2002. *Modélisation hydrologique d'un bassin-versant en vue de l'étude des transferts de pesticides : Cas du bassin-versant du Ruiné (Charente)*. Mémoire de DESS, Modélisation et analyse statistique de l'information, 3^e Cycle, Université de Bretagne Sud, 38 p.
- Lesclaux S., 2003. *Étude des données hydrologiques d'un bassin-versant : Modélisation et classification des crues. Cas du bassin-versant du Ruiné (Charente)*. Rapport Cemagref, UR Qualité des Eaux, Bordeaux, 47 p.
- Lesueur-Jannoyer M., Achard R., Cattan P., Cabidoche Y.-M., 2009. A decision tool to manage food safety and cropping systems: study case of polluted fields by the pop chlordécone in the French West Indies. Farming Systems Design 2009, International Symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, Monterey, California, USA, 23-26 août 2009, 139-140.
- Levillain J., Cattan P., Colin F., Voltz M., Cabidoche Y.-M., 2012. Analysis of environmental and farming factors of soil contamination by a persistent organic pollutant, chlordécone, in a banana production area of French West Indies. *Agri. Ecosys. Environ.*, 159, 123-132.
- Lichtenstein E.P., Katan J., Anderegg B.N., 1977. Binding of persistent and non-persistent C-14-labeled insecticides in an agricultural soil. *J. Agri. Food Chem.*, 25 (1), 43-47.
- Loiseau L., Barriuso E., Zegouagh Y., Largeau C., Mariotti A., 2000. Release of the atrazine non-extractable (bound) residues of two soils using degradative techniques. *Agronomie*, 20 (5), 513-524.
- Loiseau L., Barriuso E., 2002. Characterization of the atrazine's bound (nonextractable) residues using fractionation techniques for soil organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 36 (4), 683-689.
- Loubet B., Milford C., Sutton M.A., Cellier P., 2001. Investigation of the interaction between sources and sinks of atmospheric ammonia in an upland landscape using a simplified dispersion-exchange model. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 106 (D20), 24183-24195.
- Macary F., Vernier F., 2007. Zonage de risque potentiel de transferts de pesticides à l'échelle de bassins-versants : quelles méthodes pour un transfert d'échelles spatiales ? *In : Pesticides : impacts environnementaux, gestion et traitements* (Oturán M.A., Mouchel J.-M., eds.), Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, 245-259.
- Madrigal-Monarrez I., 2004. *Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés. Rôle des matières organiques*. Thèse de doctorat, Institut national agronomique Paris-Grignon, 212 p.

- Madrigal I., Benoit P., Barriuso E., Etiévant V., Souiller C., Réal B., Dutertre A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. 2. Propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufenicanil dans différents sols de bandes enherbées. *Étude et Gestion des Sols*, 9 (4), 287-302.
- Margoum C., 2003. *Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique*. Thèse de doctorat en Environnement et santé, Université Grenoble I, 243 p.
- Margoum C., Gouy V., Williams R., Smith J., 2001. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries-EAT* (numéro spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives), 55-65.
- 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/J. Water Sci.*, 16 (4), 389-405.
- Margoum C., Mallessard C., Gouy V., 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influences on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere*, 63 (11), 1835-1841.
- Marofi S., 1999. *Rôles des échanges nappe-fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin-versant en milieu méditerranéen cultivé*. Thèse de doctorat, ENSA Montpellier, 240 p.
- Mazzella N., Dubernet J.-F., Delmas F., 2007. Determination of kinetic and equilibrium regimes in the operation of polar organic chemical integrative samplers – Application to the passive sampling of the polar herbicides in aquatic environments. *J. Chromatogr. A*, 1154 (1-2), 42-51.
- Mellouki A., Colin P., Lafargue P.-E., 2007. *Pesticides dans l'atmosphère : études des cinétiques et mécanismes de dégradation en laboratoire et mesures dans l'atmosphère (PACT)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 118 p.
- Mensink C., Maes G., 1997. Comparative sensitivity study for operational short-range atmospheric dispersion models. *Int. J. Environ. Poll.*, 8 (3-6), 356-366.
- Millet M., Wortham H., Sanusi A., Mirabel P., 1997. Atmospheric contamination by pesticides: determination in the liquid, gaseous and particulate phases. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 4 (3), 172-180.
- Moeys J., Nicoullaud B., Dorigny A., Coquet Y., Cousin I., 2006. Cartographie des sols à grande échelle : intégration explicite d'une mesure de résistivité apparente spatialisée à l'expertise pédologique. *Étude et Gestion des Sols*, 13 (4), 269-286.
- Moore M.T., Bennett E.R., Cooper C.M., Smith S., Shields F.D., Milam C.D., Farris J.L., 2001. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Agri. Ecosys. Environ.*, 87 (3), 309-314.
- Moussa R., Voltz M., Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrol. Proces.*, 16 (2), 393-412.
- Moussa R., Ackerer P., Adamiade V., Andrieux P., Barriuso E., Benoit P., Bourrié G., Carlier N., Charnay M., Chaumont C., Coquet Y., Dutertre A., Fabre J., Garon-Boucher C., Gillet J., Gouy V., Gril J., Kao C., Lagacherie P., Forner S.L., Lehmann F., Louchart X., Madrigal I., Nédélec Y., Pot V., Réal B., Robbez-Masson J., Souiller C., Trolard F., Voltz M., 2003a. Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. Actes du XXXI^e Congrès GFP, *Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives*, Lyon, 15-17 mai 2001, Cemagref Editions, 155-165.

- Moussa R., Tilma M., Chahinian N., Huttel O., 2003b. Modelling overbank flow on farmed catchments taking into account spatial hydrological discontinuities. EGS-AGU-EUG Joint Assembly, Abstracts from the Meeting, Nice, France, 6-11 avril 2003, abstract No 4872.
- Mullins J.A., Carsel R.F., Scarbrough J.E., Ivery A.M., 1992. *PRZM-2, a model for predicting pesticide fate in the crop root zone and unsaturated soil zones: User's manual for release 2.0*. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- Patty L., Bruchet A., Jaskulke E., Acobas F., Van Hoof F., Sacher F., Bobeldijk I., Ventura F., Marecos Do Monte M.H., 1998. Développement et validation de méthodes de dosage multirésidus de produits phytosanitaires prioritaires dans les eaux destinées à la consommation humaine : produits phytosanitaires en relation avec la qualité de l'eau. *TSM. Techniques Sciences Méthodes, Génie Urbain Génie Rural*, (9), 24-35.
- Pot V., Simunek J., Benoit P., Coquet Y., Yra A., Martinez-Cordon M.J., 2005. Impact of rainfall intensity on the transport of two herbicides in undisturbed grassed filter strip soil cores. *J. Contam. Hydrol.*, 81 (1-4), 63-88.
- Ravier I., Haouisee E., Clément M., Seux R., Briand O., 2005. Field experiments for the evaluation of pesticide spray-drift on arable crops. *Pest Manag. Sci.*, 61 (8), 728-736.
- Rogers M., Bruen M., 1998. Choosing realistic values of indifference, preference and veto thresholds for use with environmental criteria within Electre. *Eur. J. Oper. Res.*, 107 (3), 542-551.
- Roy B., 1985. *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*. Économica, Paris, 423 p.
- Sansoulet J., Cabidoche Y.-M., Cattani P., Ruy S., Simunek J., 2008. Spatially distributed water fluxes in an andisol under banana plants: Experiments and three-dimensional modeling. *Vadose Zone J.*, 7 (2), 819-829.
- Scheyer A., Morville S., Mirabel P., Millet M., 2005. A multiresidue method using ion-trap gas chromatography-tandem mass spectrometry with or without derivatisation with pentafluorobenzylbromide for the analysis of pesticides in the atmosphere. *Anal. Bioanal. Chem.*, 381 (6), 1226-1233.
- Schiavon M., Jacquin F., Goussault C., 1977. Blocking of S-triazine molecules by organic matter. *Soil Organic Matter Studies*. Proceedings of a symposium organized by IAEA, FAO and Agrochimica, vol. II, Braunschweig, September 1976, FAO, Rome, 327-332.
- Scholtz M.T., Voldner E., Mcmillan A.C., Van Heyst B.J., 2002. A pesticide emission model (PEM). Part I: Model development. *Atmos. Environ.*, 36 (32), 5005-5013.
- Snegaroff J., 1977. Organochlorine insecticide residues in soils and rivers of the Guadeloupe banana-growing region. *Phytiatrie-Phytopharmacie*, 26 (4), 251-268.
- Souiller C., Coquet Y., Pot V., Benoit P., Réal B., Margoum C., Laillet B., Labat C., Vachier P., Dutertre A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. *Étude et Gestion des Sols*, 9 (4), 269-285.
- Soulas G., Chaussod R., Verguet A., 1984. Chloroform fumigation technique as a means of determining the size of specialized soil microbial-populations – Application to pesticide-degrading microorganisms. *Soil Biol. Biochem.*, 16 (5), 497-501.
- Van der Werf H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agri. Ecosys. Environ.*, 60 (2), 81-96.
- Van der Werf H.M.G., 1997. Évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. *Courrier de l'Environnement (Inra)*, 31, 5-22.

- Van Genuchten M.T., Wierenga P.J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40 (4), 473-480.
- Vanclouster M., Garcet J.D.P., Boesten J.J.T.I., Berg F.V.D., Leistra M., Smelt J., Jarvis N., Roullet S., Burauel P., Vereecken H., Wolters A., Linneman V., Fernandez E., Trevisan M., Capri E., Padovani L., Klein M., Tiktak A., Linden A.V.D., Nie D.D., Bidoglio G., Baouroui F., Jones A., Armstrong A., 2003. *Effective approaches for assessing the predicted environmental concentrations of pesticides: a proposal supporting the harmonised registration of pesticides in Europe*. APECOP Project Final Report, QLK4-CT-1999-01238, 158 p. http://www.pearl.pesticidemodels.nl/pdf/apecop_final_report.pdf
- Vernier F., 2007. Définition d'objets spatiaux de référence pour le calcul d'indicateurs agri-environnementaux à différentes échelles. Colloque SIG 2007, Conférence francophone ESRI. Versailles, France, 10-11 octobre 2007, communication, 14 p.
- Vernier F., Dubernet J.F., 1997. Le bassin-versant du Ruiné : bilan de quatre années d'expérimentations. 26^e congrès du Groupe français des pesticides, Hydrosystèmes : processus de transfert des produits phytosanitaires et modélisation dans les bassins-versants, Nancy, 22-23 mai 1996, Cemagref Editions, Antony, 272-276.
- Vernier F., Le Gat Y., Lalanne J., Dubernet J.F., 2005a. Linking environment, agricultural practices and hydrological monitoring data to develop pesticide transfer risk indicators at a watershed level. 15th Annual Meeting of SETAC Europe "The raison d'être of environmental toxicology and chemistry: from obvious to tedious effects in a changing world", Lille, France, 22-26 mai 2005, communication.
- Vernier F., Le Gat Y., Dubernet J.F., 2005b. Mise en place d'indicateurs de risque de transfert de pesticides à l'échelle du bassin-versant : confrontation aux données de suivi hydrologique et de qualité des eaux superficielles. 35^e congrès du Groupe français des pesticides, Paris, France, 22-23-24 novembre 2005, communication.
- Vernier F., Rousset S., 2014. *Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution (ECCOTER)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 49 p.
- Vesin A., Bouchoux G., Quivet E., Temime-Roussel B., Wortham H., 2012. Use of the HS-PTR-MS for online measurements of pyrethroids during indoor insecticide treatments. *Anal. Bioanal. Chem.*, 403 (7), 1907-1921.
- Vincent A., Benoit P., Pot V., Madrigal I., Delgado-Moreno L., Labat C., 2007. Impact of different land uses on the migration of two herbicides in a silt loam soil: unsaturated soil column displacement studies. *Eur. J. Soil Sci.*, 58 (1), 320-328.
- Voldner E.C., Li Y.F., 1995. Global usage of selected persistent organochlorines. *Sci. Total Environ.*, 160-161, 201-210.
- Wheatley G.A., Hardman J.A., 1965. Indications of the presence of organochlorine insecticides in rainwater in central England. *Nature*, 207 (996), 486-487.
- Woignier T., Clostre F., Macarie H., Jannoyer M., 2012. Chlordecone retention in the fractal structure of volcanic clay. *J. Hazard. Mater.*, 241, 224-230.
- Woignier T., Fernandes P., Soler A., Clostre F., Carles C., Rangon L., Lesueur-Jannoyer M., 2013. Soil microstructure and organic matter: keys for chlordecone sequestration. *J. Hazard. Mater.*, 262, 357-364.
- Wu T.L., 1981. Atrazine residues in estuarine water and the aerial deposition of atrazine into Rhode river, Maryland. *Wat. Air Soil Poll.*, 15 (2), 173-184.

Partie 2

Effets des pesticides
et réduction des impacts
sur les organismes
et les écosystèmes

Mieux évaluer et maîtriser les risques associés à l'utilisation des pesticides nécessite, entre autres, la compréhension des voies d'exposition des espèces cibles et non cibles ainsi que des mécanismes d'action responsables de leurs effets. En outre, il est important de considérer ces espèces dans leurs écosystèmes, qu'ils soient terrestres ou aquatiques. Ces connaissances sont nécessaires pour optimiser l'utilisation des pesticides et réduire les risques de contamination de l'environnement et les impacts écotoxicologiques sur les espèces non cibles. Les pesticides peuvent avoir des effets non intentionnels sur des niveaux biologiques et des entités écologiques très variés, ce qui conduit à multiplier les échelles d'investigation et les approches possibles. L'impact des pesticides sur les organismes dépend en effet : des caractéristiques physico-chimiques des substances employées (famille chimique, liposolubilité, formulation, mode d'action) ; de l'environnement dans lequel les substances sont dispersées, qui conditionne les formes chimiques avec lesquelles les organismes sont en contact ; des organismes eux-mêmes. Les modes d'action d'une même catégorie de pesticides peuvent être très divers. Les fongicides peuvent agir en inhibant la respiration ou la division cellulaire, en affectant la biosynthèse des acides aminés ou des protéines, ou encore en perturbant le métabolisme des glucides et des polyols. Certains herbicides peuvent affecter la photosynthèse, d'autres inhibent la division cellulaire, la synthèse des lipides, des acides aminés ou de la cellulose. Les insecticides peuvent présenter des propriétés neurotoxiques, régulatrices de croissance ou encore inhibitrices de la respiration cellulaire. Les effets des pesticides sur les espèces animales et végétales dépendent également largement des caractéristiques écologiques de celles-ci et des possibilités de dispersion et de refuge que leur offre le paysage agricole. Or, la conduite simultanée de systèmes de culture différents expose potentiellement les habitats, et les écosystèmes qui s'y trouvent, à diverses pressions liées aux modalités de contrôle des bioagresseurs. En conséquence, les sources de variabilité des réponses écologiques sont multiples. Elles dépendent également des échelles spatiales et temporelles considérées (Aubertot *et al.*, 2005).

Les questions relatives à l'écotoxicité des pesticides sont inscrites dans les enjeux du programme Pesticides depuis sa création. Une vingtaine de projets ont ainsi été soutenus sur cette thématique ; les résultats de treize d'entre eux étaient disponibles lors de la rédaction de cet ouvrage. Les effets des pesticides sur la faune, la flore et les micro-organismes ont été étudiés à différents niveaux d'organisation biologique, du niveau cellulaire et subcellulaire à celui des communautés et de l'écosystème. Cette partie synthétise les questions abordées et les principaux résultats

obtenus dans le programme, s'intéressant surtout à l'étude des effets biologiques des pesticides : effets sublétaux sur les organismes, coût de la résistance, modifications structurales et fonctionnelles des communautés. L'étude des voies de dispersion, conditionnant l'exposition, est également abordée. Le chapitre 3 traite des impacts des pesticides sur les organismes cibles, en l'occurrence des insectes (arthropodes phytophages, moustiques), étudiant notamment des phénomènes de résistance aux insecticides. La plupart des activités soutenues par le programme concernent les organismes non cibles : insectes pollinisateurs et auxiliaires des cultures, micro-algues, vertébrés marins ou encore coraux. Le chapitre 4 leur est consacré, avec une approche par type de milieu : écosystèmes terrestres, dulcicoles et marins.

3

Effets des pesticides sur les organismes cibles

Quatre ensembles de travaux illustrent les impacts des pesticides sur les organismes cibles :

- la lutte chimique avec du fipronil (insecticide de la famille des phénylpyrazoles) contre les larves phytophages de taupins (Ravanel *et al.*, 2007) ;
- les impacts des modes de protection du pommier sur la sélection de populations résistantes de carpocapses, principales cibles des traitements en vergers (Sauphanor *et al.*, 2004) ;
- l'identification des gènes de résistance aux insecticides chez le moustique (Amichot *et al.*, 2005) ;
- l'analyse des coûts de la résistance en termes de *fitness*³⁰ (Amichot *et al.*, 2005 ; Weill *et al.*, 2007).

Optimisation de la lutte chimique contre les taupins

La formulation des substances actives peut ouvrir des perspectives intéressantes pour l'optimisation de l'utilisation des pesticides et pour la limitation des risques environnementaux : moindre dispersion dans l'environnement, plus grande efficacité sur la cible. C'est dans cette optique que Ravanel *et al.* (2007) ont travaillé sur l'utilisation contre les taupins (*Agriotes*) du fipronil formulé en pelliculage de semences. En plus d'étudier l'impact sur la faune non cible (cf. chapitre 4), les auteurs ont cherché à mieux comprendre les voies d'exposition du ravageur, à travers une étude de son comportement alimentaire.

30. En écologie, la *fitness* ou valeur sélective décrit la capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire.

Voie d'exposition des larves de taupins au fipronil

Parmi les voies possibles d'exposition aux insecticides – inhalation, pénétration transtégumentaire et/ou ingestion –, l'ingestion est souvent la plus importante chez les ravageurs phytophages du sol. Ainsi, dans la recherche de la nourriture, Foster et Harris (1997) distinguent deux phénomènes :

- l'attractivité, qui est la reconnaissance à distance, à l'aide de récepteurs olfactifs, de molécules émises et diffusées dans le milieu par la source ;
- l'appétence, qui est la reconnaissance de la nourriture à son contact, à l'aide de récepteurs situés sur les pièces buccales.

Ravanel *et al.* (2007) ont réalisé des expériences en conditions contrôlées permettant d'analyser le comportement de recherche alimentaire des larves de taupins (figure 3.1), à partir d'études de leurs trajectoires et cinétiques de déplacement, en fonction des aliments disponibles (caryopse de maïs, farine de maïs, tranche de pomme de terre, semence de tournesol). Lors de ces expériences, l'analyse des trajectoires des larves a montré l'absence de déplacement direct vers la source de nourriture. Les déplacements se font au hasard, avec une vitesse moyenne de 10 à 30 m/h, la reconnaissance de la nourriture ayant lieu uniquement au moment du contact. Ce comportement est indépendant de la taille et de l'origine des larves. Il n'y a donc pas d'attractivité de la nourriture sur les larves de taupins dans les conditions de l'expérience. La capacité de déplacement de ces organismes est relativement importante et dénote une bonne capacité d'exploration du milieu.



Figure 3.1. Larve de taupin consommant un granulé (© Chaton, Anses).

Dans ce type d'expérience, la reconnaissance et l'acceptation de la nourriture à son contact prouvent l'existence d'une appétence pour la nourriture chez cette larve. Ravel *et al.* (2007) ont alors cherché à caractériser cette appétence en fonction du type de nourriture proposée. Plusieurs types de farines ont été testés en compétition avec une farine de référence, la farine de maïs. Les différents types de nourritures testés ont ainsi pu être classés en fonction de leur appétence (figure 3.2).

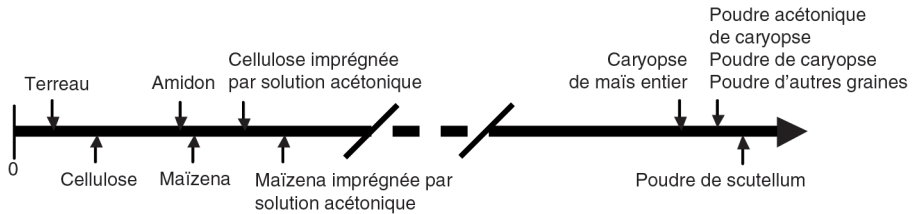


Figure 3.2. Classement par appétence croissante des différentes matrices alimentaires étudiées (© Chaton, Anses).

Les larves manifestent une préférence alimentaire marquée pour les constituants des semences en germination, sans sélectivité botanique évidente au sein des genres et espèces étudiés. Il est fait l'hypothèse que les mécanismes biochimiques correspondants impliquent des composés présents dans les extraits acétoniques des semences. Le profil d'appétence préférentielle amène les larves à choisir, au printemps, des semences en germination comme alimentation probablement exclusive. Comme l'ingestion semble être la voie majoritaire d'exposition chez la larve de taupin (Liégeois, 1998), les modes d'application au champ les plus efficaces ne seraient pas le traitement de sol, mais des traitements où la substance active est associée à la nourriture. Cela a conduit à deux types de stratégies : le pelliculage de semences et la création d'appâts, c'est-à-dire, dans ce dernier cas, la constitution d'une alimentation artificielle appétente pour le taupin et contenant l'insecticide. Avec la formulation appât, la délocalisation temporelle entre semis de la culture et traitement peut devenir un avantage dans la lutte, car elle permet de réaliser les traitements au moment optimal pour maximiser l'efficacité vis-à-vis du taupin.

Potentiel insecticide du fipronil pour les larves de taupins

L'optimisation de l'utilisation d'un insecticide passe par la détermination de doses ayant des effets significatifs, il est nécessaire pour cela de bien connaître les manifestations des effets toxiques. Dans le cas du fipronil, une succession de symptômes a été mise en évidence sur les larves de taupins. Le premier stade de l'intoxication se manifeste par un arrêt du déplacement de la larve intoxiquée, précédé d'une courte période durant laquelle la larve présente un déplacement anormal entrecoupé de tortillements. Une fois immobilisée, la larve présente des mouvements spasmodiques de l'abdomen, des pattes et des pièces buccales : dans un premier temps, les mouvements se produisent en l'absence de toute stimulation extérieure ; dans un second temps, il faut une stimulation tactile pour que les mouvements se produisent. À la suite de cette phase avec mouvements résiduels, il a été observé pour un certain nombre de larves une période durant laquelle elles

ne présentent plus aucune réaction à la stimulation tactile ; cependant, les moyens d'observation ne permettaient pas de déterminer si ces larves sans réaction étaient mortes ou non ; c'est pourquoi le critère choisi comme représentatif de la mortalité est l'apparition de zones de nécroses corporelles. Cette nécrose commence sur un métamère des larves de couleur noire, avant de s'étendre sur l'ensemble du corps, au bout de plusieurs jours. Un certain nombre de manifestations annexes ont pu être observées au cours de l'évolution de l'intoxication des larves par le fipronil. Elles peuvent, surtout durant la phase de déplacement anormal, présenter des régurgitations d'un liquide de couleur brune au niveau buccal. Une fois immobilisées, les larves émettent un liquide translucide au niveau anal, parfois troublé par des particules blanches (figure 3.3).



Figure 3.3. Larve de taupin intoxiquée (© Chaton, Anses).

À partir de ces observations, Ravel *et al.* (2007) ont cherché à déterminer la dose minimale de fipronil engendrant une mortalité totale des larves de taupins. Pour cela, des granulés appâts contenant différentes concentrations de fipronil ont été fabriqués, à partir de la farine classée la plus appétante dans les essais précédents. La manifestation d'intoxication choisie a été l'arrêt du déplacement des larves. La masse de fipronil ingéré a été estimée en calculant la différence entre la masse initiale de granulés et la masse restante, prélevée et pesée au moment de l'arrêt du déplacement des larves. Le fipronil a été appliqué seul et avec les adjuvants de la formulation commerciale utilisés pour le pelliculage des semences, afin de vérifier l'effet de ces adjuvants sur la toxicité des granulés. Les principaux résultats relatifs aux doses induisant la mort des larves de taupins sont présentés dans les tableaux 3.1 et 3.2.

Tableau 3.1. Masse ingérée de granulé sans (A) et avec (B) les éléments de formulation, pour trois concentrations de fipronil (Ravel *et al.*, 2007).

		Concentration de fipronil dans les granulés (µg/g)		
		2,1	8,8	115
A	Masse de granulé ingérée/ 20 larves (mg)	47 ± 1	43 ± 2	22 ± 2
	Quantité de fipronil ingérée par larve (ng)	5	19	127
B	Masse de granulé ingérée/ 20 larves (mg)	46 ± 3	41 ± 2	11 ± 14
	Quantité de fipronil ingérée par larve (ng)	5	18	63

Tableau 3.2. Cinétique des symptômes avec les granulés sans (A) et avec (B) les éléments de formulation, pour trois concentrations de fipronil (Ravel *et al.*, 2007).

	Concentration de fipronil (µg/g)	Temps avant l'ingestion (jours)	Temps entre l'ingestion et l'immobilisation (jours)	Durée des mouvements résiduels (jours)	Temps entre l'ingestion et la mort (jours)
A	2,1	3 ± 4	3 ± 2	25 ± 11	29 ± 12
	8,8	3 ± 6	0 ± 1	24 ± 10	25 ± 11
	115	2 ± 2	0 ± 0	23 ± 13	24 ± 13
B	2,1	9 ± 15	4 ± 3	27 ± 11	32 ± 12
	8,8	5 ± 9	2 ± 1	25 ± 11	27 ± 12
	115	3 ± 3	0 ± 0	21 ± 11	22 ± 11

La quantité de granulé ingérée par chaque lot de 20 larves est similaire (entre 40 et 50 mg) pour les concentrations de 2,1 et 8,8 µg/L en fipronil ; en revanche, elle est inférieure d'un facteur 2 pour la concentration de 115 µg/g, en raison d'un arrêt rapide de l'alimentation. Mis à part à 115 µg/g, la comparaison des résultats avec le fipronil formulé montre l'absence d'effet des adjuvants. La mortalité est totale dans tous les cas, même avec le granulé à 2,1 µg/g qui correspond à une ingestion de 5 ng, soit 0,01 nanomole, de fipronil par larve. Si on exprime la concentration létale dans les larves, on aboutit à 0,17 µg de fipronil par gramme de larve de taupin. Dans ces conditions, très rapidement, la larve se trouve dans l'incapacité de se déplacer, par conséquent de se nourrir et donc de provoquer une attaque sur semences, même si la mort effective aura lieu bien plus tard.

Il est important de mettre en relation les doses létales estimées avec les doses effectivement ingérées par les larves. Ainsi, des observations lors d'une attaque de larves de taupins sur des semences montrent que l'orifice pratiqué dans la pellicule et

le tégument des semences représente un cercle d'environ 2 mm de diamètre, soit une surface voisine de 3 mm². Cette surface consommée par les larves représente environ 3 % de la surface de la semence pelliculée. La formulation commerciale contenant 450 µg de fipronil par semence, on peut estimer que le fipronil associé au pelliculage consommé représente 13,5 µg. Cette masse correspond à plus de 2 000 fois la dose létale déterminée précédemment. Cette observation démontre qu'une diminution de la charge en fipronil au sein du pelliculage semble possible sans perte de l'efficacité au champ (ce point n'a pas pu être testé au champ en raison de l'interdiction de la substance active).

Le pelliculage reste une stratégie intéressante pour protéger les semences contre les ravageurs phytophages du sol et une diminution des doses de pesticide incorporées dans les pelliculages commerciaux est envisageable. Ceci permettrait, tout en maintenant l'efficacité, de limiter la contamination de l'environnement ; en effet, comme une attaque double sur la même semence est très rare, la substance active qui reste sur le pelliculage après une première attaque du ravageur s'avère généralement inutile pour la lutte contre le taupin et il semble donc pertinent de la limiter au maximum. Une alternative au pelliculage étudiée par Ravel *et al.* (2007) est l'utilisation d'appâts, faiblement dosés par rapport à ce qui a été homologué en pelliculage de semences. Cette option offre en outre la possibilité de déconnecter le traitement de la période du semis. Effectuer un traitement automnal lors de la remontée des larves ou un traitement printanier précoce avant le semis permet de réduire la population de ravageurs à un seuil inférieur au seuil de nuisibilité. L'utilisation du fipronil ayant fait l'objet de restrictions à partir de 2004, ces travaux n'ont pas eu d'applications directes.

Compréhension des phénomènes de résistance aux insecticides

L'efficacité du contrôle des bioagresseurs par les pesticides se heurte au problème du développement de résistances vis-à-vis des substances actives ; cela conduit à une perte d'efficacité, à l'augmentation des doses appliquées et, à terme, à l'abandon de ces substances, pouvant ainsi générer dans certains cas des impasses de protection. En France, les résistances aux insecticides concernent aujourd'hui les bioagresseurs clés des cultures fruitières, de la vigne ou encore des grandes cultures (Aubertot *et al.*, 2005). Cette problématique majeure, traitée d'une manière spécifique dans l'appel à propositions 2014 du programme Pesticides, a été abordée dans des travaux soutenus par le programme depuis sa création (Amichot *et al.*, 2005 ; Sauphanor *et al.*, 2004 ; Weill *et al.*, 2007). La connaissance détaillée, issue de recherches fondamentales, du mécanisme d'action des insecticides (donc de leur cible) et des stratégies de résistance mises en place par les insectes a de nombreuses applications. Tout d'abord, la mise au point et l'utilisation d'outils efficaces et précis permettra de surveiller l'apparition et la dissémination de la résistance et de déterminer quel type de traitement devra ensuite être utilisé. Connaissant la cible, il est possible d'obtenir des composés encore plus efficaces ou spécifiques de cette cible afin d'utiliser des quantités moindres de ces composés et d'ainsi réduire leur

impact environnemental. À terme, il est donc attendu de ce type de connaissances le développement de méthodes visant à mieux gérer d'une part la résistance aux insecticides et d'autre part l'utilisation des insecticides.

Identification d'un nouveau gène de résistance aux insecticides

Afin de suivre l'évolution mondiale du phénomène de résistance aux insecticides, il est nécessaire d'identifier les gènes impliqués et les mutations qui en sont à l'origine. De nombreux auteurs ont ainsi étudié l'acétylcholinestérase (AChE) chez les insectes, car cette enzyme est la cible de deux classes d'insecticides largement utilisés dans le monde, les organophosphorés et les carbamates. La production d'une AChE insensible aux insecticides est un mécanisme fréquent de résistance chez les insectes (Fournier et Mutero, 1994). Des mutations du gène *ace-2*, responsables de ce phénomène, ont été mises en évidence chez deux diptères : la drosophile ou « mouche du vinaigre », *Drosophila melanogaster* (Fournier *et al.*, 1993 ; Fournier et Mutero, 1994 ; Mutero *et al.*, 1994) et la mouche domestique, *Musca domestica* (Kozaki *et al.*, 2001 ; Walsh *et al.*, 2001 ; Zhu *et al.*, 1996). Néanmoins, chez d'autres insectes, ce gène ne code pas pour une AChE insensible chez les individus résistants, ce qui tend à indiquer l'existence d'un second locus³¹ responsable.

À partir d'une analyse des données génomiques disponibles pour l'anophèle *Anopheles gambiae*, Weill *et al.* (2002) ont identifié deux loci codant pour deux AChE distinctes : *ace-1* (un nouveau locus, sans homologue apparent chez la drosophile) et *ace-2* (homologue au gène décrit chez la drosophile). Les auteurs ont établi, chez le moustique *Culex pipiens*, le lien entre le gène *ace-1* et la capacité de résistance au propoxur (insecticide). Le gène *ace-1* a ensuite été retrouvé chez tous les moustiques étudiés (Weill *et al.*, 2004).

Ainsi, l'équipe de l'Institut des sciences de l'évolution de Montpellier (Isem) a démontré que l'AChE, cible de nombreux insecticides, est codée par deux gènes distincts dans les différents groupes d'insectes, même au sein de l'ordre des diptères (Huchard *et al.*, 2006). Récemment, il a été montré que cette organisation génomique pouvait aussi être retrouvée chez d'autres arthropodes comme les araignées (Zhang *et al.*, 2014a).

Coût de la résistance aux insecticides chez le moustique

Chez le moustique *Culex pipiens*, deux loci sont également porteurs de la résistance aux organophosphorés. Le premier porteur du gène *ace-1*, codant pour l'AChE1 (Weill *et al.*, 2003), et le second porteur du gène *Ester*, codant pour des estérases de détoxification (de Stordeur, 1976 ; Pasteur *et al.*, 1981a, b) capables de métaboliser les organophosphorés. La présence d'allèles de résistance au niveau de ces deux

31. Un locus (« loci » au pluriel) est un emplacement physique précis et invariable sur un chromosome, et par extension sur la carte factorielle le représentant. Il ne faut pas confondre allèle et locus. Un allèle est une version d'un gène et peut se retrouver à différents endroits sur un même chromosome et même sur un chromosome différent (duplication et transposition).

loci engendre une diminution de la *fitness* des individus détectée en conditions naturelles (Lenormand *et al.*, 1999 ; Raymond *et al.*, 2001). Cette diminution de la *fitness* des individus résistants par rapport aux individus sensibles, appelée « coût de la résistance », est un élément important pour la gestion de la résistance. En effet, du fait de ce coût, en diminuant la pression de sélection par les insecticides par alternance de classes de produits dans le temps ou l'espace, il est possible de diminuer la fréquence de la résistance (les individus sensibles aux insecticides étant alors favorisés, car plus compétitifs).

Des travaux portant sur les capacités d'adaptation et de reproduction de moustiques exposés aux insecticides ont permis d'explorer les composantes de la *fitness* affectées par la résistance aux pesticides, jusqu'alors peu étudiées. Ils ont permis de mettre en évidence les effets de la résistance sur des traits morphologiques et de développement (Bourguet *et al.*, 2004, in Amichot *et al.*, 2005) et les effets de la résistance sur l'infection par les bactéries *Wolbachia* (Berticat *et al.*, 2002, in Amichot *et al.*, 2005).

Effets de la résistance sur des traits morphologiques et de développement

Compte tenu de l'influence des traits de vie sur le succès reproductif, les effets pléiotropiques³² des allèles de résistance sur la longueur des ailes et sur la durée de développement larvaire peuvent affecter la *fitness* du moustique *C. pipiens*. En effet, il y a une corrélation positive entre la longueur des ailes et la fécondité chez de nombreux moustiques (Briegel, 1990 ; Nasci, 1986 ; Packer et Corbet, 1989). Par ailleurs, les variations de la durée du développement larvaire sont la première source de variation du temps de génération moyen (Moeur et Istock, 1980), qui est lui-même une composante majeure de la *fitness* (Charlesworth, 1994). En présence de prédateurs ou de parasites, un retard dans le développement peut aussi diminuer la probabilité de survie des larves et donc réduire la *fitness* des individus (Agnew et Koella, 1999 ; Yan *et al.*, 1997).

Bourguet *et al.* (2004) ont comparé des traits morphologiques et de développement chez les moustiques résistants et sensibles aux organophosphorés, afin d'évaluer le coût de la résistance chez cette espèce. Pour cette étude, des œufs de *C. pipiens* ont été prélevés sur deux sites de la région de Montpellier : Étang-de-Pérols, situé dans une zone soumise à des traitements insecticides, et Notre-Dame-de-Londres, situé en dehors des zones traitées. Des allèles de résistance localisés sur les loci *Ester* et *ace-1* ont été mis en évidence dans les deux sites, mais dans des fréquences bien plus élevées sur le site Étang-de-Pérols, soumis aux traitements insecticides, ce qui était attendu. Les auteurs ont montré que, chez ce moustique, les allèles de résistance aux insecticides au niveau des loci *ace-1* et *Ester* sont associés à des effets pléiotropiques durant le stade pré-imag³³, en conditions naturelles : la présence

32. La pléiotropie est la situation dans laquelle un seul gène détermine plusieurs caractères phénotypiques, affectant par exemple plusieurs tissus ou organes.

33. Le terme d'imag³³ désigne le stade final d'un individu dont le développement se déroule en plusieurs phases, en général œuf, larve, nymphe, imago.

de ces allèles induit une réduction de la longueur des ailes (jusqu'à -6 %) et une augmentation de la durée de développement larvaire (jusqu'à +15 %), deux effets connus pour être corrélés à une diminution de la *fitness*, tel qu'expliqué précédemment. Le développement d'une résistance aux insecticides représente donc un coût adaptatif pour les moustiques.

Interactions entre la résistance et le niveau d'infection par les bactéries Wolbachia

Les *Wolbachia* sont des bactéries endosymbiotiques largement répandues chez les arthropodes. Elles sont responsables de symptômes variés (Stouthamer *et al.*, 1999), dont l'induction d'incompatibilité cytoplasmique chez de nombreuses espèces d'insectes : celle-ci se caractérise par une mort précoce de l'embryon, lors de croisements entre mâles infectés et femelles non infectées, et lors de croisements entre individus infectés par des souches de *Wolbachia* incompatibles (Yen et Barr, 1973) ; les femelles infectées sont ainsi avantagées, ce qui permet aux *Wolbachia* d'envahir les populations d'hôtes. Les *Wolbachia* sont naturellement présentes chez le moustique *C. pipiens*, chez qui elles induisent de nombreuses incompatibilités cytoplasmiques. Cette forte variabilité des effets de *Wolbachia* était inconnue au début des travaux, car il n'existait pas de marqueur moléculaire capable d'identifier les différentes souches de *Wolbachia*. Berticat *et al.* (2002) ont ainsi étudié l'effet de la présence de gènes de résistance aux insecticides chez *C. pipiens* sur la densité de *Wolbachia*. À partir de souches de moustiques élevées en laboratoire et partageant le même génome nucléaire, les auteurs ont montré que la densité des *Wolbachia* varie en fonction du stade de développement et du sexe : elle est plus élevée chez les adultes que chez les larves et les nymphes et elle est plus élevée chez les femelles que chez les mâles. En outre, ils ont montré que toutes les souches résistantes aux insecticides comportent une densité de *Wolbachia* supérieure à la souche sensible de référence, tant pour les larves que pour les adultes des deux sexes. Ces résultats mettent clairement en évidence une interaction entre les génotypes des moustiques résistants et la densité de *Wolbachia*. Un résultat similaire a été mis en évidence pour les individus récoltés en conditions naturelles. Donc, d'une manière générale, l'infection des moustiques *C. pipiens* par les bactéries *Wolbachia* est influencée par le génome de l'hôte, et les individus résistants hébergent une quantité plus importante de bactéries que les individus sensibles. L'hypothèse explicative avancée est que les moustiques porteurs de gènes de résistance aux insecticides organophosphorés contrôlent moins efficacement la densité des *Wolbachia*, il y a donc un coût physiologique associé à la résistance.

Dans le prolongement de ces travaux, Weill *et al.* (2007) ont évalué l'influence de ces bactéries sur la résistance aux insecticides, sur les effets délétères qui y sont associés et sur les phénotypes d'incompatibilité cytoplasmique. En comparant des souches de moustiques *C. pipiens* sensibles et résistantes aux insecticides, infectées ou non par *Wolbachia*, ils ont montré que, chez ces insectes, contrairement aux effets habituels de *Wolbachia*, le taux d'infection n'influence pas le degré d'incompatibilité cytoplasmique lors de croisements, ni le niveau de résistance aux insecticides des souches. L'étude de nombreux traits d'histoire de vie (mortalité larvaire, taille et fécondité des femelles, échappement à la prédation, compétition

sexuelle) a permis de suggérer que le coût associé à l'infection par *Wolbachia* est moins fort que celui associé à la résistance aux insecticides. Cependant, la mortalité larvaire et la fécondité des femelles sont dépendantes du taux d'infection ; les souches résistantes, qui sont les plus infectées, subissent davantage les effets délétères associés aux bactéries (Duron *et al.*, 2006a). Par ailleurs, le séquençage d'un génome de *Wolbachia* isolé chez *C. pipiens*, réalisé au Sanger Institute, a permis d'identifier des séquences polymorphes qui ont conduit à la caractérisation génétique de nombreuses souches de *Wolbachia*, ce qui explique la forte variabilité de propriétés d'incompatibilité trouvée dans cette espèce (Duron *et al.*, 2006b). Le développement d'un génotypage moléculaire multi-locus a permis de décrire cinq groupes phylogénétiques de *Wolbachia* chez *C. pipiens* (Atyame *et al.*, 2011a) qui présentent des patrons clairs d'incompatibilité (Atyame *et al.*, 2014).

Les recherches conduites ont tout d'abord permis d'identifier un second gène de résistance codant pour l'acétylcholinestérase, enzyme cible de nombreux insecticides. Cela a conduit à la mise au point d'outils pour tracer la présence d'allèles pouvant conférer une résistance aux insecticides organophosphorés et donc pour adapter les traitements (Djogbenou *et al.*, 2011). Des pesticides ciblant spécifiquement l'AChE1 ont pu être développés ; ils inhibent davantage la version d'AChE1 résistante aux pesticides d'ancienne génération que la version sensible et tuent plus les moustiques résistants que sensibles (Alout *et al.*, 2012). En outre, les composantes de la *fitness* du moustique *C. pipiens* affectées par le développement d'une résistance aux insecticides organophosphorés ont été précisées : le développement de la résistance a à la fois une incidence sur des traits morphologiques – une réduction de la longueur des ailes, corrélée à une baisse de la fécondité – et sur des traits de développement – une augmentation de la durée de développement larvaire. Ces travaux décrivent donc des effets secondaires indirects des insecticides, à savoir une diminution de la *fitness* chez les populations d'insectes résistantes ; en outre, les moustiques résistants sont davantage infectés par les bactéries endosymbiotiques *Wolbachia*, ce qui représente un coût physiologique additionnel.

Par ailleurs, la caractérisation moléculaire des *Wolbachia* et de leurs propriétés d'incompatibilité devrait permettre de progresser dans l'identification de gènes responsables de l'incompatibilité cytoplasmique. À terme, cela pourrait permettre la découverte de nouveaux composés biocides produits par *Wolbachia*, représentant une alternative aux insecticides chimiques. L'emploi de ces bactéries est également envisagé en lutte anti-vectorielle³⁴. Des mâles stérilisant *via* leurs propriétés d'incompatibilité peuvent être relâchés dans des régions à contrôler (Atyame *et al.*, 2011b) ou encore le pouvoir invasif conféré par

34. Dans son acception la plus large, la lutte anti-vectorielle comprend la lutte et la protection contre les arthropodes hématophages (insectes et acariens), vecteurs d'agents pathogènes à l'homme et aux vertébrés, et leur surveillance. Elle inclut la lutte contre les insectes nuisibles quand ces derniers sont des vecteurs potentiels ou lorsque la nuisance devient un problème de santé publique ou vétérinaire.

Wolbachia peut aider à répandre dans les populations naturelles des moustiques récemment développés, non infectables par les pathogènes responsables de certaines maladies (Hoffmann *et al.*, 2011).

Effet potentiel des modes de protection des pommiers sur la résistance des carpocapses

La lutte contre le carpocapse *Cydia pomonella* est à l'origine de plus des deux tiers des insecticides appliqués en vergers de pommiers. La période de protection à assurer est longue, depuis avril ou mai, selon les régions et les variétés, jusqu'à la récolte (août à novembre). Dans les conduites conventionnelles de vergers, le nombre d'interventions peut donc être particulièrement élevé. La conduite en production intégrée ou en agriculture biologique peut permettre de réduire ces traitements, mais leur mise en place se heurte à des freins techniques et à l'absence d'outils et de critères reconnus pour l'évaluation des coûts environnementaux. Le carpocapse des pommes est connu de longue date pour sa propension à développer des résistances à divers insecticides. Ainsi, sa résistance aux arsénates (Hough, 1928) constitue le second cas recensé de résistance chez un insecte, après une première observation de perte d'efficacité chez le pou de San José *Quadraspidiotus perniciosus* (Melander, 1914). Des échecs de la lutte contre le carpocapse avec le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) ont été observés aux États-Unis sept ans après l'introduction de cet insecticide (Smith, 1955). Des résistances aux organophosphorés (Welter *et al.*, 1991), au diflubenzuron (Riedl et Zelger, 1994), à différents autres régulateurs de croissance d'insectes (Sauphanor et Bouvier, 1995) et aux pyréthrinoïdes (Sauphanor *et al.*, 1997) apparaissent dès le début des années 1990, notamment aux États-Unis et dans le sud de l'Europe. Dans ce contexte, la gestion de la résistance aux insecticides vise à retarder la sélection et la dispersion des gènes de résistance.

Sauphanor *et al.* (2004) ont conduit des travaux pour identifier les impacts biocénologiques³⁵ des différents modes de protection des pommiers. Un volet de ces travaux a porté sur l'impact du mode de protection sur le développement de la résistance du carpocapse aux insecticides, au travers de l'étude de la distribution des allèles de résistance dans différents agrosystèmes. Les études de populations de ces bioagresseurs ont porté sur des parcelles agricoles en culture conventionnelle (CV), en production intégrée utilisant la lutte par confusion sexuelle (PI) et en agriculture biologique (AB). Elles ont principalement été conduites dans des vergers expérimentaux et commerciaux du bassin Rhône-Méditerranée ; des observations ont également été conduites sur un verger de pommiers familial proche de Cavaillon, entretenu mais non traité depuis plus de 15 ans.

Le système de culture des vergers de pommiers est caractérisé par le très faible recours aux herbicides. Ils sont exclus en AB et limités à quelques applications localisées sur le rang dans les deux autres modalités (CV, PI). Les parcelles en AB

35. La biocénose est l'ensemble des êtres vivants qui occupent un milieu donné (le biotope), en interaction les uns avec les autres et avec ce milieu. La biocénose forme, avec son biotope, un écosystème.

reçoivent en moyenne chaque année quatorze traitements fongicides minéraux (deux au cuivre et douze à base de soufre) contre la tavelure et l'oïdium, et douze applications de virus de la granulose contre le carpocapse. Les autres insectes et les acariens ne font l'objet d'aucun traitement. Dans les deux autres modalités de culture, le nombre moyen d'applications de fongicides organiques de synthèse est de treize, auxquels s'ajoutent cinq traitements avec des fongicides minéraux en CV et trois traitements en PI. En CV, dix-sept traitements insecticides sont appliqués en moyenne chaque année. Il s'agit exclusivement de neurotoxiques, dont neuf à douze organophosphorés³⁶ utilisés contre le carpocapse (parathion-méthyl, azinphos-méthyl, chlorpyrifos-éthyl seul ou associé au diméthoate...), deux à trois pyréthrinoides contre la zeuzère et un nombre équivalent d'applications contre les pucerons (incluant les familles précitées et les chloronicotiniles). L'utilisation de la confusion sexuelle (en PI) permet de passer de dix-sept à neuf traitements insecticides annuels, sans changement de substances actives.

L'hypothèse posée par les chercheurs est que les vergers conduits avec une moindre pression phytosanitaire constituent un réservoir potentiel de carpocapses sensibles aux insecticides chimiques, au même titre que les vergers abandonnés. Les auteurs ont cherché à analyser les fréquences d'individus résistants et l'expression enzymatique de la résistance dans les parcelles expérimentales soumises aux différents itinéraires techniques. La faible présence des populations de carpocapses sur une majorité de parcelles n'ayant permis qu'une faible disponibilité en populations analysables, les résultats obtenus sont ponctuels. La phénologie observée dans le verger familial, non traité et isolé d'exploitations traitées chimiquement, était de type sensible. Si des taux élevés de phénotypes résistants ont été observés dans les parcelles de la modalité CV, c'était aussi le cas pour les parcelles conduites en PI. Parmi les multiples mécanismes de résistance détectés au sein de ces populations, celles de type métabolique sont préférentiellement sélectionnées par de nombreux pesticides, y compris pour les substances actives appliquées occasionnellement contre le carpocapse ou contre d'autres cibles dans les vergers en PI (Reyes *et al.*, 2007). Certaines parcelles en AB n'ayant pas fait l'objet d'application de pesticides de synthèse depuis 5 à 9 ans présentaient également des taux de phénotypes résistants proches de ceux des parcelles en CV. Outre les migrations d'individus résistants en provenance des exploitations arboricoles voisines, majoritairement en CV, ces taux élevés sont principalement le fait d'une résistance antérieure par mutation de cible (Brun-Barale *et al.*, 2005) dont le très faible coût biologique n'entraîne pas de contre-sélection lors de l'arrêt des traitements liés à la conversion en AB.

Pour expliquer ces taux de résistance dans l'ensemble des parcelles ayant déjà reçu des traitements pesticides, les auteurs ont aussi avancé l'hypothèse d'un contexte « écophysiologique » particulier du carpocapse dans le sud de la France (figure 3.4). Les conditions climatiques pendant la période d'observation ont été propices au développement d'une troisième génération annuelle, situation pouvant être défavorable à l'enchaînement du cycle annuel de développement.

36. Certains sont désormais interdits.

En effet, la diminution de la ressource alimentaire due à la récolte des fruits et la baisse des températures en fin de saison ne permettraient pas aux larves de cette troisième génération d'achever leur développement larvaire et d'atteindre le stade auquel s'effectue la diapause³⁷ (Boivin *et al.*, 2004). Or, les individus résistants présentent un développement retardé et une altération du seuil de photo-induction de la diapause, et une part importante d'entre eux évoluerait vers la diapause à l'issue de la seconde génération. La conséquence serait un plus fort taux de survie aux conditions hivernales chez les porteurs d'allèles de résistance, dont résulterait une augmentation de la fréquence de résistance dans la population globale.

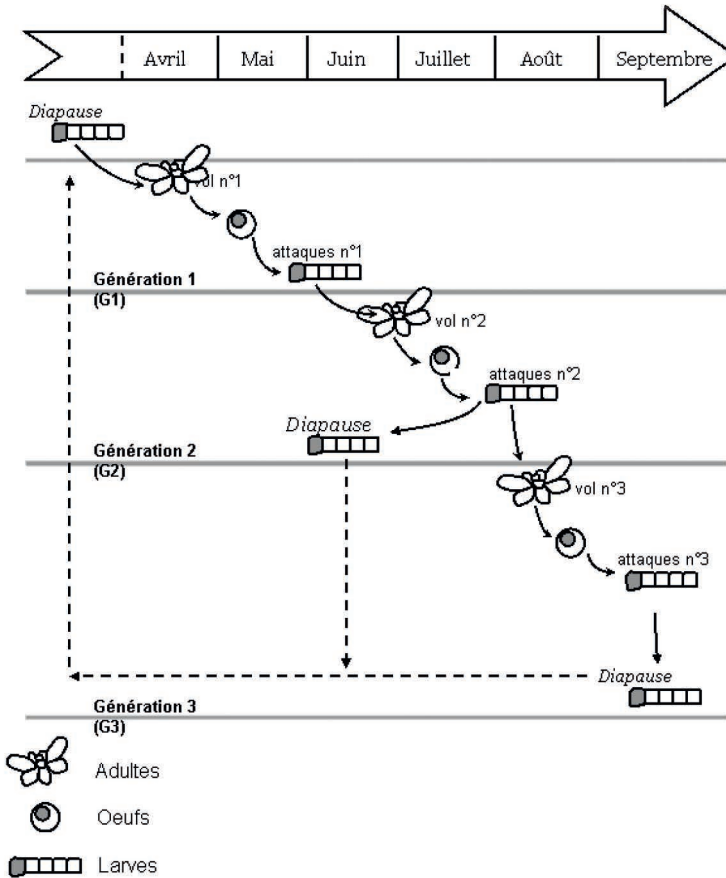


Figure 3.4. Cycle saisonnier (phénologie) du carpocapse des pommes dans le sud-est de la France. On observe trois vols d'adultes, qui produisent trois générations de larves attaquant les pommes dès l'éclosion des œufs (Boivin et Sauphanor, 2007).

37. La diapause est une phase génétiquement déterminée dans le développement d'un organisme où celui-ci diminue l'intensité de ses activités métaboliques.

Les résultats obtenus par Sauphanor *et al.* (2004) ne permettent donc pas de statuer sur l'intérêt de zones refuges non traitées chimiquement, comme les vergers en agriculture biologique, pour la restauration de la sensibilité aux insecticides des populations de carpocapses. Les résistances métaboliques croisées induites par les traitements appliqués contre d'autres cibles et la faible contre-sélection liée au coût biologique de résistances par mutation de cible sont les hypothèses avancées pour expliquer l'absence de différences entre les modes de protection étudiés. Compte tenu de l'impact potentiel de l'environnement proche, des recherches de ce type gagneraient à être poursuivies, en prenant en compte les pratiques à une échelle plus large que la parcelle. Une telle évaluation donnerait des arguments aux pouvoirs publics pour encadrer les pratiques phytosanitaires sur des petites régions en visant une meilleure prise en compte des impacts des traitements et une meilleure gestion du phénomène de résistance.

Conclusion

Les travaux menés dans le cadre du programme Pesticides sur les impacts sur les espèces cibles ont permis de faire progresser la compréhension des voies d'exposition, des modes d'action et des effets de l'utilisation des produits phytosanitaires. Les connaissances ainsi développées soutiennent des pistes intéressantes pour limiter les risques environnementaux associés à l'utilisation des pesticides, que ce soit par la réduction des quantités employées (pelliculage de semences ou appâts faiblement dosés), une meilleure gestion de la résistance (choix des produits en fonction des gènes de résistance identifiés), le développement d'alternatives aux pesticides chimiques (composés biocides bactériens) ou encore par la mise au point de stratégies de protection intégrée des cultures (gestion à l'échelle supraparcellaire).

4

Effets des pesticides sur les organismes non cibles et les écosystèmes

Le recours à des pesticides en agriculture et en hygiène publique (santé animale et santé humaine) engendre de nombreuses interrogations sur leur impact environnemental. Aux effets sur les individus non ciblés par les traitements – intoxication de la faune, perturbations hormonales... – s’ajoutent des impacts en termes de dynamiques des populations, en lien par exemple avec une altération du potentiel reproducteur ou une accumulation de substances toxiques dans les chaînes trophiques (Philogène, 2005). Afin de mieux concilier productivité agricole et respect des écosystèmes, il est indispensable de comprendre les impacts des pesticides sur les organismes non cibles. Le programme Pesticides a soutenu de nombreux projets sur ce thème, regroupés, dans ce chapitre, par grand milieux concernés. Les principaux organismes terrestres étudiés sont les insectes : trichogrammes, drosophiles et leurs parasitoïdes³⁸ (Amichot *et al.*, 2005), abeilles domestiques (Pham-Delègue *et al.*, 2005 ; Ravanel *et al.*, 2007), punaises, coccinelles, syrphes, forficules (Sauphanor *et al.*, 2004) et collemboles (Ravanel *et al.*, 2007). Les micro-organismes de l’écosystème sol – notamment les champignons (Soulas *et al.*, 2005) –, les vers de terre (Ravanel *et al.*, 2007) et les oiseaux insectivores tels que les mésanges charbonnières, les mésanges bleues et les moineaux friquets (Sauphanor *et al.*, 2004) ont également été étudiés. Dans les écosystèmes dulcicoles – lacs, rivières ou retenues collinaires – les organismes du phytoplancton, du zooplancton et les bactéries (Lacroix *et al.*, 2004 ; Lagadic *et al.*, 2011 ; Leboulanger *et al.*, 2004, 2010), mais également les poissons (Lagadic *et al.*, 2007), les mollusques gastéropodes (Lacroix *et al.*, 2004 ; Lagadic *et al.*, 2007) et d’autres macro-invertébrés (Lacroix *et al.*, 2004 ; Lagadic *et al.*, 2011) ont été étudiés. Les terrains d’étude utilisés dans ces projets sont situés en France métropolitaine, à l’exception d’un

38. Les parasitoïdes sont des insectes qui ne sont parasites que pendant une phase de leur cycle de développement.

projet portant spécifiquement sur les écosystèmes tropicaux (Mayotte dans Leboulangier *et al.*, 2010). Les travaux dans les écosystèmes marins ont porté sur le phytoplancton, les crustacés, les mollusques, les échinodermes, les poissons et les coraux ; ils ont été conduits en France métropolitaine (Bretagne) et outre-mer (La Réunion), respectivement par Durand *et al.* (2007) et Turquet *et al.* (2010).

Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes terrestres

La parcelle cultivée est par essence un milieu perturbé, qui force la présence d'une seule espèce végétale, voire d'une seule variété, en s'opposant à la présence d'espèces végétales concurrentes et à celle des autres bioagresseurs. À cela s'ajoute l'altération directe d'organismes non cibles lorsque la protection recourt à des pesticides peu spécifiques. L'évaluation de ces impacts directs et indirects requiert des études à différents niveaux d'organisation biologique. De nombreux travaux soutenus par le programme Pesticides ont porté sur la compréhension des effets sublétaux³⁹ et létaux des pesticides sur des organismes considérés isolément, tels que la drosophile, l'abeille domestique ou des espèces de collembole et de ver de terre. Au-delà de ces espèces d'intérêt, certains travaux se sont penchés sur des communautés d'organismes, afin de mettre en évidence l'effet des pesticides à ces échelles, voire d'appréhender l'impact global de différents modes de protection des cultures.

Effets sublétaux des insecticides sur les parasitoïdes d'insectes et la drosophile

Les parasitoïdes sont une source importante de régulation des populations d'insectes dans les espaces naturels, mais également dans les zones cultivées. Les populations naturelles de parasitoïdes limitent le développement des populations de ravageurs et de nombreuses espèces sont utilisées en lutte biologique comme auxiliaires de culture. Au sein des insectes entomophages, les hyménoptères parasitoïdes, en particulier les trichogrammes, figurent parmi les principaux régulateurs naturels des populations d'insectes (Godfray, 1994). L'impact des insecticides sur les parasitoïdes peut avoir des conséquences écologiques et économiques, affectant le rendement des cultures. L'utilisation d'insecticides modifie ainsi la dynamique de populations de plusieurs espèces en interaction, dont des ravageurs. Dans ce contexte, il est important de déterminer si, au-delà des effets directs de mortalité, les insecticides peuvent provoquer des effets sublétaux modifiant les comportements de reproduction des parasitoïdes.

Amichot *et al.* (2005) ont étudié deux types d'insecticides et deux systèmes parasitoïdes hyménoptères :

- le chlorpyrifos-éthyl (substance modèle pour les organophosphorés) et ses effets sur la reconnaissance phéromonale spécifique au cours de la reproduction et sur le *sex-ratio* dans la communauté des trichogrammes (parasitoïdes de lépidoptères, figure 4.1) ;

39. Le terme sublétal signifie « sous le seuil entraînant la mort ».

- le chlorpyrifos-éthyl et la deltaméthrine (pyréthrianoïde) et leurs effets sur la reconnaissance de l'hôte chez *Leptopilina heterotoma* (parasitoïdes de drosophiles, proches des guêpes, figure 4.2).



Figure 4.1. Trichogramme (© Stengel, Inra).



Figure 4.2. *Leptopilina heterotoma* (© Colin, CNRS).

Effets du chlorpyrifos-éthyl sur la fitness du trichogramme

Les trichogrammes utilisent une phéromone sexuelle permettant le rapprochement des partenaires en vue de l'accouplement. Cette reconnaissance est spécifique, c'est-à-dire qu'elle permet de faire la différence entre la phéromone de son espèce et les phéromones d'espèces proches, les insectes étant plus attirés par la phéromone de leur espèce. Cela permet de limiter les interactions entre partenaires d'espèces différentes, ce qui représente un gain de temps et d'énergie en limitant les essais d'accouplement stérile entre espèces différentes. Les expériences conduites par Dupont *et al.* (2010) dans le cadre des travaux d'Amichot *et al.* (2005) ont permis de déterminer les effets d'une dose sublétales (DL₂₀⁴⁰) de chlorpyrifos-éthyl sur la reconnaissance spécifique de deux espèces de trichogrammes sympatriques⁴¹ très proches, *Trichogramma semblidis* et *T. evanescens*. Des enceintes de 3 cm de diamètre ont été marquées dans une moitié par la phéromone sexuelle d'une femelle *T. semblidis* et dans l'autre moitié par la phéromone sexuelle d'une femelle *T. evanescens*. Les déplacements de mâles introduits dans l'enceinte ont ensuite été enregistrés, pour déterminer le pourcentage de temps passé par le trichogramme dans chacune des parties de l'enceinte. L'expérience a été conduite sur des mâles traités ayant survécu à une DL₂₀ de chlorpyrifos-éthyl et sur des mâles témoins non traités, pour chacune des deux espèces. Les mâles non traités reconnaissent bien la phéromone de leur espèce et passent plus de temps dans la partie marquée par la femelle de leur espèce. Cette réponse est forte pour *T. semblidis* et plus faible pour *T. evanescens*. En revanche, lorsque les mâles ont été exposés au chlorpyrifos-éthyl, cette reconnaissance spécifique est altérée. Dans le cas de *T. semblidis*, l'insecticide provoque une diminution importante et significative de cette reconnaissance ; cependant, celle-ci subsiste et les trichogrammes continuent à choisir préférentiellement la phéromone de leur espèce. En revanche, pour l'espèce *T. evanescens*, l'exposition à l'insecticide provoque une disparition totale de cette reconnaissance. L'insecticide provoque donc une confusion sexuelle, avec des risques d'accouplement stériles, ce qui sera à l'origine d'une diminution de l'efficacité reproductive des parasitoïdes.

La majorité des hyménoptères parasitoïdes présentent un *sex-ratio* extrêmement biaisé en faveur des femelles dans des conditions normales de développement ; ce biais peut être expliqué par la théorie du *Local Mate Competition* ou LMC (Hamilton, 1967), montrant que le nombre optimal de mâles est le nombre minimal nécessaire à la fertilisation de toutes les femelles. Chez les espèces haploïdes, comme les trichogrammes, les femelles contrôlent le sexe de la descendance en fertilisant ou non l'œuf pondu (Cook, 1993), les œufs non fertilisés donnant des mâles. Les expériences conduites par Delpuech et Meyet (2003) dans le cadre des travaux d'Amichot *et al.*, (2005) ont permis de tester les effets de l'insecticide chlorpyrifos-éthyl sur la fécondité, le succès parasitaire et le *sex-ratio*

40. La DL₂₀ est la dose d'insecticide qui tue 20 % de la population traitée.

41. Des espèces sympatriques sont des espèces voisines qui vivent dans la même aire géographique sans s'hybrider.

de la descendance chez le trichogramme (figure 4.3). L'effet de l'insecticide sur la reproduction des femelles a été étudié sans interférence des effets sur l'accouplement. Pour cela, des femelles fécondées de *Trichogramma brassicae* ont été exposées à une DL₂₀ de chlorpyrifos-éthyl après accouplement. Ensuite, ces femelles ont été mises en présence d'œufs hôtes. Les femelles ayant survécu à l'insecticide présentent une fécondité très significativement diminuée. En revanche, aucun effet significatif de l'insecticide sur le succès parasitaire n'a été observé : les œufs de parasitoïdes, une fois pondus, se développent normalement. Cette diminution de la descendance concerne essentiellement les descendants femelles. Alors qu'en absence d'exposition à l'insecticide un biais important du *sex-ratio* en faveur des femelles est observé, lorsque les mères ont été exposées à l'insecticide la différence entre le nombre de descendants mâles et femelles n'est plus significative et un rééquilibrage du *sex-ratio* est observé. Cette modification pourrait être imputée à l'effet de l'insecticide sur le système nerveux de l'insecte, qui perturberait la fécondation des œufs par la femelle. En conséquence, l'insecticide, en diminuant la fécondité et en modifiant le *sex-ratio*, diminue la *fitness* des parasitoïdes lui survivant.

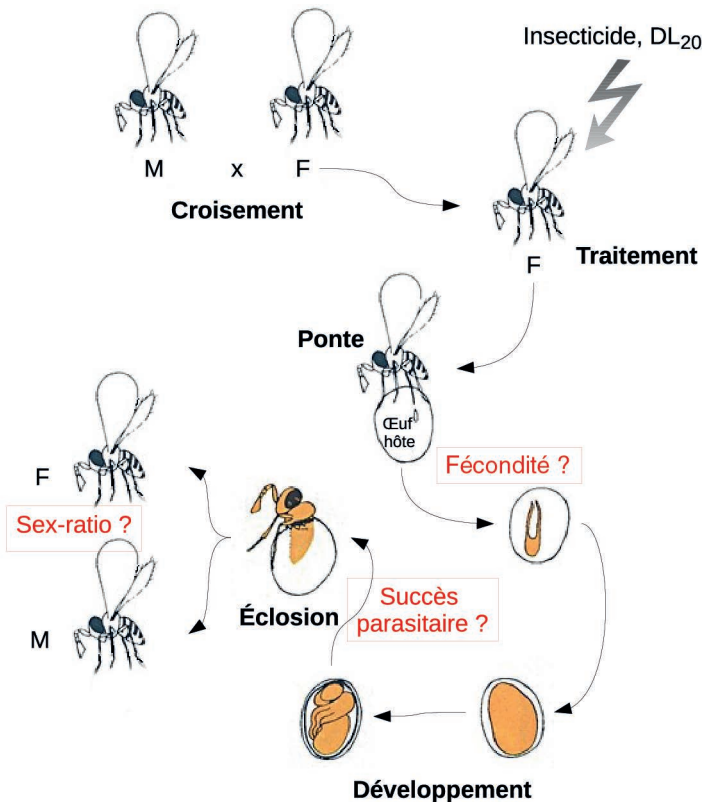


Figure 4.3. Paramètres testés par Amichot *et al.* (2005) pour évaluer les effets du chlorpyrifos-éthyl sur le cycle reproductif du trichogramme (F : femelle ; M : mâle).

Effets du chlorpyrifos-éthyl et de la deltaméthrine sur la reconnaissance de l'hôte par *L. heterotoma*

Après l'accouplement, l'infestation de l'hôte constitue une phase essentielle pour la reproduction du parasitoïde *L. heterotoma*. Cette infestation présente une étape préliminaire, qui est la détection de la présence probable de l'hôte grâce à la perception de ses kairomones⁴². Dans le cadre des travaux d'Amichot *et al.* (2005), les expériences conduites par Delpuech *et al.* (2005) ont permis de déterminer les effets du chlorpyrifos-éthyl et de la deltaméthrine sur la perception des kairomones chez ce parasitoïde. À courte distance, il localise ses hôtes, les larves de drosophiles, grâce aux kairomones émises par les adultes et déposées sur le substrat lors de l'accouplement et de l'oviposition. Dans une enceinte de 5 cm de diamètre, des femelles parasitoïdes, témoins ou exposées à une DL₂₀ de l'insecticide, ont été mises au contact d'une pastille de gélose témoin et d'une pastille de gélose contenant les kairomones. Les déplacements de chaque femelle ont été enregistrés et le temps passé sur chaque type de gélose mesuré. Lorsque les femelles ont été exposées au chlorpyrifos-éthyl, elles passent toujours significativement plus de temps sur la gélose « kairomone » que les femelles non exposées ; en revanche, le temps passé sur la gélose témoin est identique, que les femelles aient été préalablement exposées à l'insecticide ou non. Le même type de résultat est obtenu avec la deltaméthrine, bien que son mode d'action soit différent de celui du chlorpyrifos-éthyl. Tous deux provoquent chez les parasitoïdes une augmentation de l'attraction exercée par les kairomones de leurs hôtes. Cela est cohérent avec le mode d'action de ces insecticides. En effet, le chlorpyrifos-éthyl bloque les synapses en excitation et la deltaméthrine prolonge les potentiels d'action provoqués par les stimulations nerveuses, le long de l'axone des neurones en aval des synapses. Les stimulations nerveuses provoquées par les kairomones de l'hôte sont donc probablement prolongées, ce qui augmente le temps de recherche de l'hôte par le parasitoïde sur la gélose « kairomone ». Dans une situation naturelle où l'hôte serait présent, cet effet peut représenter un avantage reproductif en augmentant les chances du parasitoïde de trouver son hôte, surtout lorsque celui-ci est rare.

D'après les résultats exposés dans les paragraphes précédents, selon la fonction étudiée, le chlorpyrifos-éthyl augmente ou diminue la *fitness* des parasitoïdes. Pour déterminer son impact global sur l'équilibre entre un parasitoïde et son hôte, ceux-ci ont été laissés en libre interaction dans une cage en présence de l'insecticide. L'expérience a été conduite sur le parasitoïde *L. heterotoma* et son hôte, *D. melanogaster*. Les résultats ont permis de montrer que l'effectif de l'hôte a tendance à rester stable au cours du temps, quelle que soit la pression insecticide, alors que l'effectif des parasitoïdes est quant à lui fortement diminué par la mortalité induite par le chlorpyrifos-éthyl. Le chlorpyrifos-éthyl semble donc provoquer une baisse globale de *fitness* du parasitoïde, sans modifier la *fitness* de son hôte.

42. Les kairomones sont des substances chimiques produites par un être vivant (émetteur), libérées dans l'environnement, qui déclenchent une réponse comportementale chez une autre espèce (récepteur).

Amichot *et al.* (2005) ont également étudié les effets d'insecticides (chlorpyrifos-éthyl et deltaméthrine) sur l'expression de 113 gènes chez la drosophile *D. melanogaster*, diptère non visé par les traitements insecticides. Les gènes étudiés sont impliqués dans des processus variés : métabolisme d'hormones stéroïdiennes, effecteurs de réponses immunitaires, réponse à des stress physiques ou chimiques. Deux ont été clairement décrits comme étant impliqués dans des cas de résistance aux insecticides. Un arbre hiérarchique des gènes a été construit, permettant de regrouper les gènes en fonction de leur réponse (induction ou répression) aux insecticides. L'expérience a permis de mettre en évidence des gènes induits par l'ensemble des insecticides testés ou, au contraire, par un seul insecticide et des gènes réprimés par un ou plusieurs insecticides ; parmi les gènes réprimés par la deltaméthrine, il y a des gènes ayant trait au système immunitaire de la drosophile (Conrad *et al.*, 2001). Les résultats ont globalement mis en évidence un impact de doses sublétales d'insecticides sur l'expression de gènes impliqués dans la physiologie de la reproduction ou dans la défense immunitaire de la drosophile.

L'ensemble des résultats d'Amichot *et al.* (2005), bien qu'obtenus avec des espèces différentes, convergent vers la mise en évidence d'une altération des capacités de reproduction et d'adaptation chez les insectes non cibles exposés à des insecticides, même à faible dose. Ils montrent que, dans certains cas, les insecticides peuvent provoquer une baisse de *fitness* des parasitoïdes sans pour autant modifier la *fitness* de l'hôte ; ce phénomène pourrait constituer une hypothèse explicative aux problèmes d'efficacité de certains traitements en lutte biologique. En conclusion, les travaux d'Amichot *et al.* (2005) illustrent la diversité des effets non intentionnels des pesticides et confirment l'importance de la prise en compte des effets chroniques à des doses non létales pour évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. Ces résultats pourront servir à affiner les tests évaluant les impacts environnementaux des insecticides ; il conviendra alors de déterminer si la reproduction est une cible majeure de ces effets ou si d'autres grandes fonctions physiologiques sont elles aussi affectées.

Effets des pesticides sur l'abeille domestique

Deux ensembles de travaux ont porté sur les effets des pesticides sur l'abeille domestique : d'une part, des travaux sur les impacts d'une exposition orale au fipronil, sous la coordination de Decourtye dans le cadre du projet de Ravel *et al.* (2007) ; d'autre part, la mise au point d'un protocole permettant de prédire la toxicité sublétale dans le cadre du projet de Pham-Delègue *et al.* (2005).

Impact d'une exposition orale au fipronil chez l'abeille domestique

L'insecticide Régent TS®, à base de fipronil, appartenant à la famille des phénylpyrazoles, est une cause possible des dépopulations d'abeilles observées sur le terrain (Delettre, 2002). La toxicité et les effets comportementaux du fipronil ont été démontrés au laboratoire (Decourtye, 2002 ; Decourtye *et al.*, 2005a ; El Hassani *et al.*, 2005 ; Mayer et Lunden, 1999). En conditions semi-naturelles sous tunnel,

une étude a montré que le nombre de butineuses présentes sur un nourrisseur à sirop diminue lorsque l'alimentation est contaminée avec 2 ppb (parties par milliard) de fipronil (Colin *et al.*, 2004). En cage extérieure, une contamination expérimentale de l'alimentation sucrée avec 1 ppb de fipronil diminue le nombre de butineuses parcourant un labyrinthe sans erreurs ni demi-tours et augmente le nombre de butineuses n'atteignant pas le but (Decourtye *et al.*, 2006). Par ailleurs, la capacité d'évitement d'une solution sucrée contaminée observable chez les butineuses (Colin *et al.*, 2000 ; Decourtye *et al.*, 2004 ; Kirchner, 1999 ; Mayer et Lunden, 1997 ; Nauen *et al.*, 2001), probablement induite par la détection gustative du produit, ne peut être transposable à la récolte du pollen où l'intervention de la gustation est négligeable. Le pollen est l'aliment protéique des larves et des jeunes ouvrières, il peut ainsi représenter un vecteur de contamination pour ces groupes d'individus (Davis *et al.*, 1988 ; Oomen *et al.*, 1992 ; Stoner *et al.*, 1982 ; Stoner et Wilson, 1982) sur le long terme puisqu'il est stocké dans la ruche (Villa *et al.*, 2000). La question des effets biologiques associés à ce type d'exposition doit donc être posée.

Ravel *et al.* (2007) ont analysé l'impact d'une exposition prolongée par voie orale au fipronil sur des larves d'abeille domestique (*Apis mellifera* L.) élevées en laboratoire et sur des colonies maintenues sous tunnel. Dans ces conditions, ils ont cherché à définir les domaines de létalité et de sublétalité du fipronil à partir de plusieurs paramètres biologiques, tels que la survie des larves, l'activité de butinage, la survie des ouvrières et le développement de la colonie.

Les effets d'une exposition chronique au fipronil au stade larvaire d'abeilles domestiques ont été étudiés en laboratoire, en suivant le développement individuel des larves (Ravel *et al.*, 2007). Les larves ont été prélevées dans des colonies maintenues à l'extérieur, nourries avec une alimentation artificielle additionnée de fipronil à une concentration de 10 ou 100 ppb. La comparaison statistique des proportions de larves survivantes, entre le groupe témoin non traité et les groupes traités avec du fipronil, a montré que pour les deux concentrations testées, l'administration du fipronil durant la totalité du stade larvaire n'affecte pas la survie des larves (figure 4.4).

Les effets d'une alimentation contaminée par du fipronil ont été ensuite analysés par le suivi de la mortalité chez les ouvrières adultes, l'observation de l'activité de butinage et la mesure du développement du couvain, sur une période d'observation de trois semaines (Ravel *et al.*, 2007). Des expérimentations sous tunnel ont été réalisées en 2004-2005, avec un tunnel témoin et deux tunnels contenant du pollen contaminé au fipronil à une concentration de 100 ppb ou 1 ppm (partie par million). L'expérimentation a été répétée en 2005-2006, avec deux tunnels supplémentaires contenant, respectivement, une alimentation au pollen contaminé par 10 ppb de fipronil et une alimentation au pollen et sirop contaminés à 10 ppb. Le protocole expérimental comportait trois périodes successives : avant traitement (10-11 jours avec du pollen non contaminé), traitement (8 jours avec du pollen traité au fipronil) et après traitement (8 jours avec du pollen non contaminé). Les variables analysées étaient le nombre d'abeilles mortes, le nombre de butineuses et la surface de couvain.

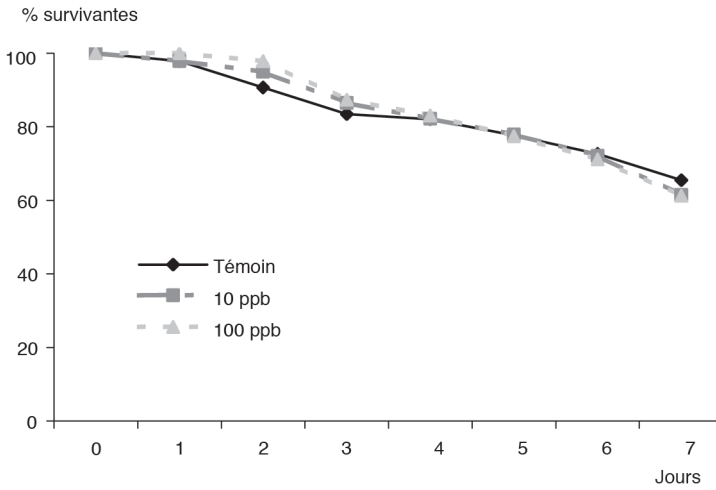


Figure 4.4. Taux de survie des larves d'abeilles alimentées avec une nourriture contaminée au fipronil (10 et 100 ppb) (Ravanel *et al.*, 2007).

Dans le tunnel témoin, une mortalité croissante a été observée, correspondant vraisemblablement à un stress de clausturation couramment observé lors d'études longues sous tunnel. Avec le traitement à 1 ppm de fipronil, une augmentation de la mortalité apparaît, avec effet différé, quatre jours après le début du traitement. Elle est 2 à 17 fois plus élevée que dans le tunnel témoin. L'effet toxique disparaît lors du remplacement du pollen traité par du pollen non traité. L'effet létal du traitement du pollen avec 100 ppb est observé puisque la mortalité est doublée par rapport à celle du témoin. Enfin, lors d'une contamination double sirop/pollen, à la concentration de 10 ppb, la mortalité est significativement augmentée durant le traitement et après celui-ci avec un effet quatre fois supérieur à celui du témoin (figures 4.5 et 4.6).

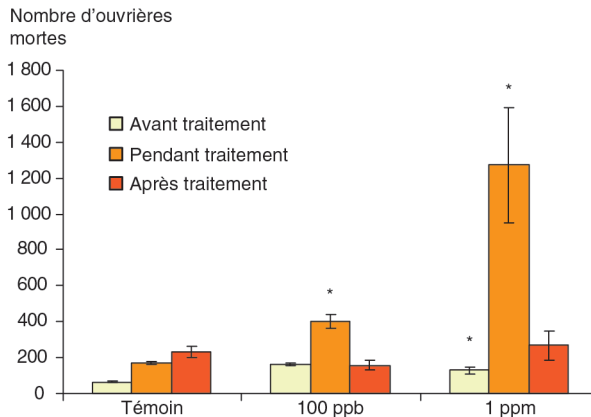


Figure 4.5. Nombre moyen d'ouvrières mortes par jour dans l'expérimentation 2004-2005 (nombre de jours d'observation : 7 à 13) (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,025$) par rapport au témoin, pour la même période.

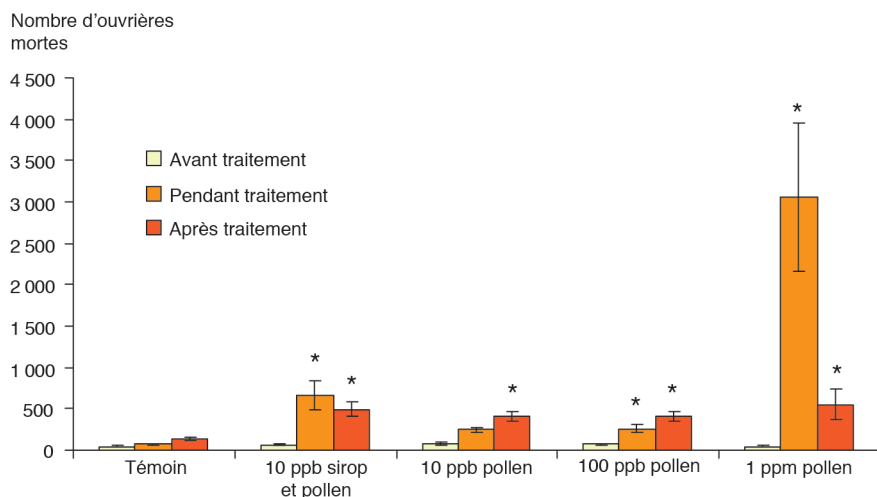


Figure 4.6. Nombre moyen d'ouvrières mortes par jour dans l'expérimentation 2005-2006 (nombre de jours d'observation : 7 à 9) (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,0125$) par rapport au témoin, pour la même période.

Lors de la première saison d'expérimentation (2004-2005), le nombre de butineuses présentes sur le pollen traité au fipronil a été significativement inférieur à celui du tunnel témoin. Les résultats obtenus avec 1 ppm de fipronil ont révélé une réduction drastique de la population de butineuses se répercutant sur l'activité de récolte du pollen (figure 4.7). En revanche, lors de la seconde saison (2005-2006), la contamination du pollen aux concentrations de 100 ppb et 1 ppm de

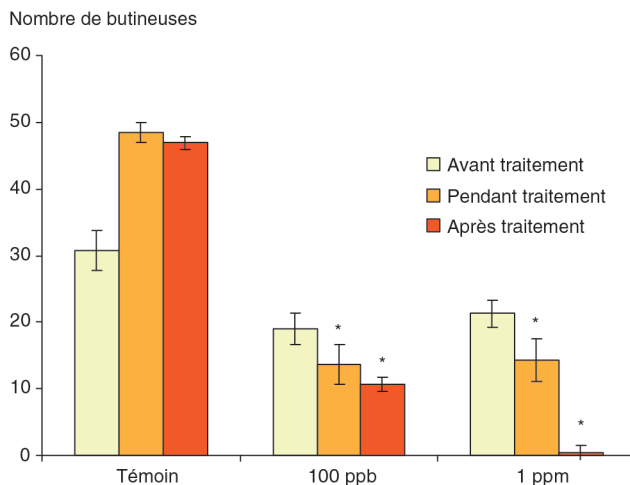


Figure 4.7. Nombre moyen de butineuses sur le pollen par jour lors de l'expérimentation 2004-2005 (nombre de jours d'observation : 4 à 16) (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,025$) par rapport au témoin, pour la même période.

fipronil n'a pas diminué le nombre de butineuses. L'effet de la contamination du pollen par le fipronil sur le butinage semble ainsi modulé par un co-facteur, probablement lié à l'activité de butinage propre à chaque colonie d'abeilles. L'alimentation avec du pollen contaminé à 1 ppm de fipronil induit une importante chute de l'activité de butinage après la fin du traitement (figure 4.8). Cet effet différé du traitement joue également sur la consommation de pollen qui commence à diminuer 5 jours seulement après le début du traitement à la concentration de 1 ppm de fipronil, puis devient nulle, même avec un retour à du pollen non contaminé. Ceci confirme la relation entre l'effet létal du traitement à 1 ppm et l'incapacité pour la colonie à assurer une tâche de butinage par manque d'individus.

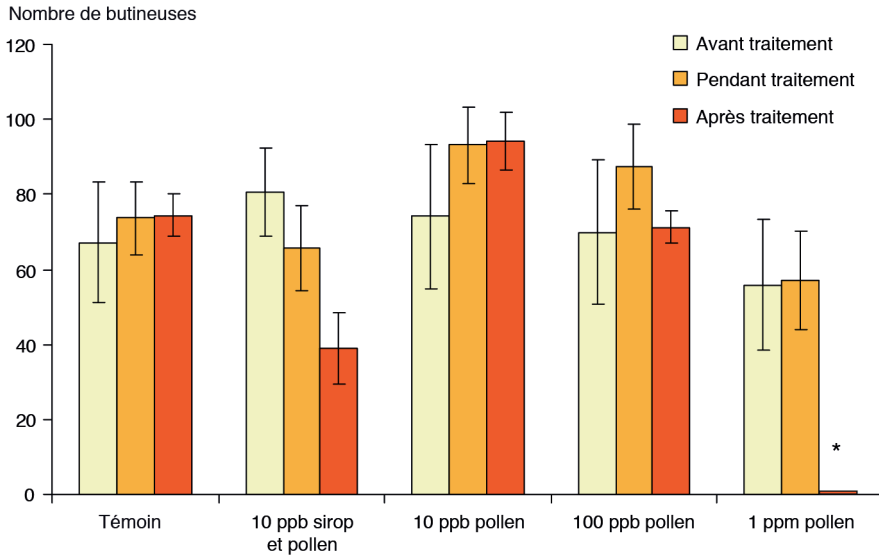


Figure 4.8. Nombre moyen de butineuses sur le pollen par jour lors de l'expérimentation 2005-2006 (nombre de jours d'observation : 9 à 10) (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,0125$) par rapport au témoin, pour la même période.

Les résultats des deux saisons d'expérimentation sont cohérents vis-à-vis de l'évolution de la surface de couvain. Dans tous les cas de contamination, les surfaces de couvain diminuent significativement 8 jours après le début des traitements. Au cours de la campagne 2004-2005 (figure 4.9) et contrairement au traitement avec 100 ppb, l'effet délétère se prolonge durant la totalité de l'expérimentation avec 1 ppm de fipronil. Dans ce dernier cas, la ponte de la reine n'a été que momentanément interrompue puisque des œufs sont toujours présents après la période de traitement. Toutefois, le très faible nombre d'ouvrières restant, une centaine accompagnant la reine, n'a pas permis l'élevage des larves issues de ces œufs (disparition des stades larvaires). Dans le cas de la colonie traitée à 100 ppb de fipronil, aucune jeune larve n'a été observée après la période de traitement. Dans la campagne 2005-2006 (figure 4.10), les colonies nourries avec du pollen fortement contaminé ne présentent plus de couvain en fin d'expérimentation, confirmant l'effet néfaste du fipronil.

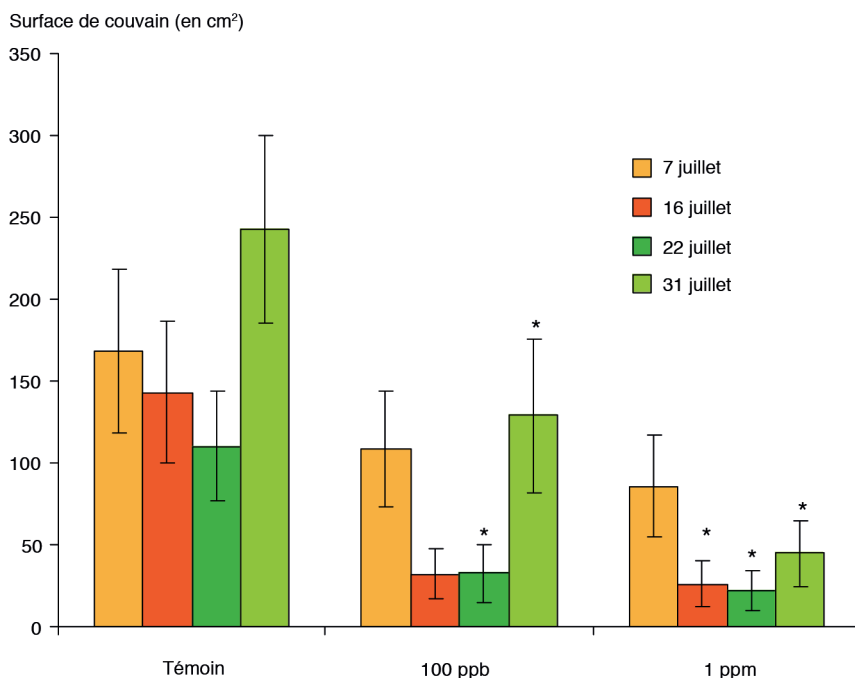


Figure 4.9. Évaluation des surfaces de couvain (cm²) en fonction des traitements lors de l'expérimentation 2004-2005 (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,025$) par rapport au témoin, pour la même période.

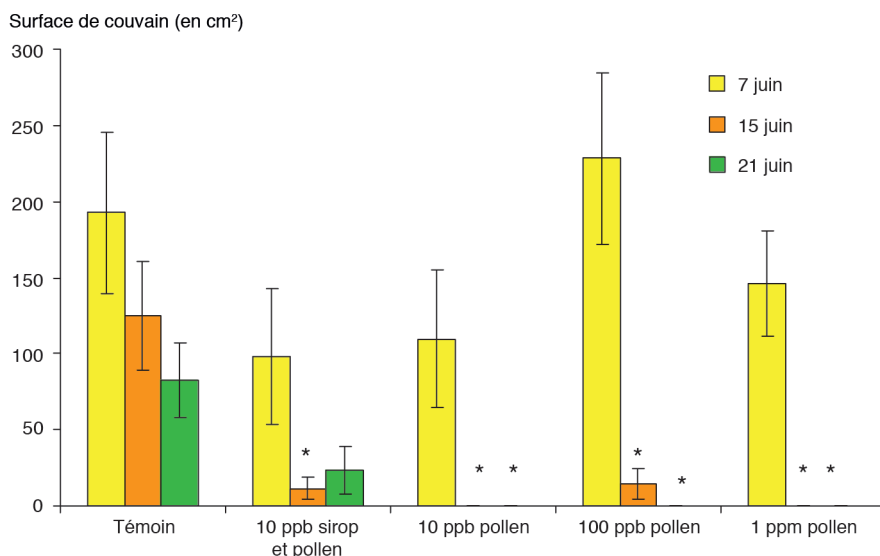


Figure 4.10. Évaluation des surfaces de couvain (cm²) en fonction des traitements lors de l'expérimentation 2005-2006 (Ravanel *et al.*, 2007). Les barres verticales indiquent l'erreur standard à la moyenne. * : différence statistiquement significative ($p < 0,0125$) par rapport au témoin, pour la même période.

En conclusion, l'exposition chronique durant le stade larvaire à des concentrations de 10 et 100 ppb de fipronil dans l'alimentation ne révèle pas d'effet sur la survie des larves. En revanche, un apport prolongé de pollen contaminé affecte la survie des adultes à partir de 100 ppb ; d'après les estimations basées sur celles du Comité scientifique et technique de l'étude multifactorielle du trouble des abeilles (Doucet-Personeni *et al.*, 2003), ce traitement correspondrait à environ 0,2 et 0,6 ng de fipronil par abeille et par jour, en fonction de son statut nourrice ou butineuse, contre 4,2 à 7,1 ng par larve et par jour dans le test en laboratoire. Les larves d'ouvrières semblent ainsi plus tolérantes au fipronil que les adultes. Au regard des doses d'exposition ainsi déterminées, l'importante toxicité du pollen contaminé par 1 ppm de fipronil n'est pas surprenante puisque cette concentration correspond à une dose avoisinant la DL_{50} (6 ng/abeille/jour) chez les butineuses et chez les nourrices. Ces résultats obtenus en conditions semi-naturelles sont en accord avec les résultats d'administration prolongée par voie orale en laboratoire. Le pollen contaminé rapporté à la ruche par les butineuses est potentiellement très dangereux pour la colonie. Il y est consommé immédiatement ou stocké en vue d'une utilisation différée. Les conséquences d'une contamination peuvent donc ne se faire sentir qu'au bout de plusieurs jours. Ainsi, les effets toxiques du fipronil sont probablement dus au transfert du produit au sein de la ruche, pouvant alors affecter les adultes réalisant les tâches d'intérieur et les larves. Cela explique probablement l'impact négatif des traitements sur les surfaces de couvain.

Les travaux conduits par l'équipe de Decourtye dans le cadre du projet de Ravel *et al.* (2007) ont ainsi permis de mettre en évidence différents effets du fipronil chez l'abeille domestique par voie orale. Si cet insecticide n'affecte pas directement les larves, il possède en revanche un effet toxique sur les adultes à forte concentration, qui se traduit par une mortalité accrue des ouvrières et à terme un déclin de la colonie. En outre, l'exposition à un pollen fortement contaminé engendre une réduction de l'activité de butinage, conséquence différée de ses effets létaux. Néanmoins, les concentrations testées étant largement supérieures à celles relevées dans le pollen produit par des plantes issues de semences pelliculées avec du Régent TS®, il reste difficile de faire un lien direct entre la mortalité observée sur les abeilles butineuses adultes dans les ruchers français et le traitement de semences par pelliculage.

Protocole d'évaluation de la toxicité sub létale des pesticides sur l'abeille domestique

L'abeille domestique participe à la pollinisation de nombreuses plantes cultivées et sauvages. Outre son rôle écologique et agronomique, elle possède un intérêt économique important en raison de la commercialisation des produits de la ruche (miel, cire, gelée royale). Un déclin des populations d'abeilles (domestiques et sauvages) a été observé en Amérique du Nord et en Europe (Kearns *et al.*, 1998). Les causes possibles de ce déclin sont la destruction et la fragmentation de leur habitat (urbanisation, monocultures), la raréfaction des sources de nourriture tout au long de l'année, la prolifération de parasites et de maladies, ainsi qu'une

toxicité provoquée par des pesticides (Cox-Foster *et al.*, 2007 ; Henry *et al.*, 2012 ; Johnson *et al.*, 2009 ; Oldroyd, 2007 ; Ratnieks et Carreck, 2010). Dès les années 1950, il a été démontré que les populations de l'abeille domestique pouvaient être fortement affectées par une exposition aux insecticides à usage agricole. À partir de cette période, des travaux scientifiques ont été entrepris afin de développer des méthodologies pour évaluer leurs effets chez cet insecte (Atkins et Anderson, 1954). Aujourd'hui, des tests de toxicité chez l'abeille doivent être fournis lors d'une demande d'inscription des nouveaux produits sur la liste européenne des substances actives autorisées, ainsi que lors des demandes d'autorisation de mise sur le marché des préparations phytosanitaires contenant ces substances auprès des États membres de l'Union européenne (Cluzeau, 2002). Malgré ces mesures réglementaires, des problèmes de dépopulation de ruches ont porté la suspicion, à la fin des années 1990, sur deux insecticides, le Gaucho® et le Régent TS®, utilisés pour traiter les semences de maïs et de tournesol. Cette crise a permis de mettre au point une nouvelle procédure d'évaluation du risque pour les abeilles considérant la toxicité sublétales des produits appliqués sur les cultures (Decourtye *et al.*, 2005b). Les effets sublétaux sont en effet souvent suspectés sur le terrain, sans qu'une preuve formelle ait pu être apportée, faute de moyens objectifs pour les mesurer.

Un test de laboratoire a ainsi été mis au point pour déceler ces effets sublétaux (Decourtye et Pham-Delègue, 2002) : la procédure d'extension conditionnée du proboscis ou ECP (figure 4.11). Ce test reproduit, en conditions de laboratoire et sur des abeilles maintenues en contention, un apprentissage olfactif qui a lieu dans le milieu naturel lorsqu'une butineuse visite une fleur. Il comporte une première phase au cours de laquelle les abeilles sont entraînées à répondre à un stimulus olfactif grâce à une procédure de conditionnement de type pavlovien : le réflexe d'extension du proboscis (langue) des ouvrières est conditionné en associant la présence d'une odeur à un renforcement alimentaire (solution sucrée proche du nectar). Dans une deuxième phase, le maintien ou non de cette réponse conditionnée lors de présentations successives de l'odeur sans renforcement alimentaire a été testé. Lors de ces deux phases, le nombre de réponses conditionnées des individus préalablement exposés à différentes concentrations d'un pesticide a été enregistré. Par comparaison à un témoin, une « concentration sans effet observable » (NOEC, *No Observed Effect Concentration*) et une « concentration la plus faible produisant un effet observable » (LOEC, *Lowest Observed Effect Concentration*) sont alors définies pour le pesticide étudié.

En travaillant sur des pyréthrinoïdes, famille d'insecticides couramment utilisés sur les plantes mellifères, Pham-Delègue *et al.* (2005) ont validé ce bio-essai de laboratoire et en ont amélioré le protocole et l'exploitation des résultats. Dans un premier temps, la toxicité de cinq pyréthrinoïdes – deltaméthrine, λ -cyhalothrine, τ -fluvalinate, cyfluthrine et cyperméthrine – a été évaluée à l'aide du test ECP. Dans un deuxième temps, grâce à des essais réalisés en conditions semi-naturelles sous tunnels, les valeurs des NOEC estimées ont été comparées aux concentrations de pyréthrinoïdes auxquelles les abeilles sont susceptibles d'être exposées dans les conditions réelles de pratique agricole. Enfin, un travail de modélisation a été entrepris pour établir des relations structure-toxicité de

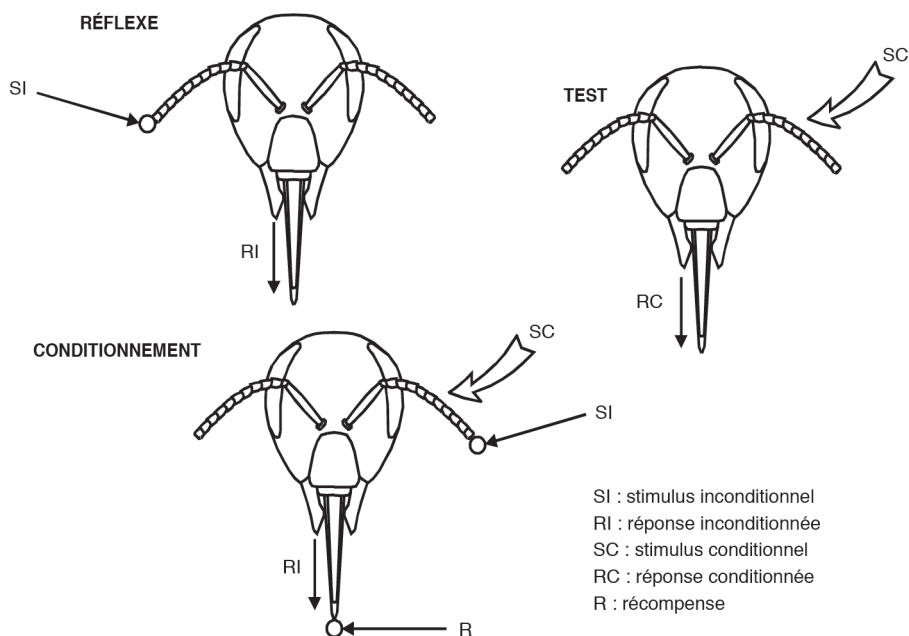


Figure 4.11. Principe de la procédure d'extension conditionnée du proboscis (ECP) (Pham-Delègue *et al.*, 2005).

Le réflexe d'extension du proboscis peut être déclenché par l'application d'une solution sucrée sur les antennes, les pièces buccales ou les tarse, organes riches en récepteurs gustatifs. Lorsque cette stimulation (stimulus inconditionnel) est associée à la présence d'un stimulus olfactif (stimulus conditionnel) et que l'on administre un renforcement alimentaire comme récompense, on obtient ultérieurement une extension du proboscis par présentation du stimulus olfactif seul (réponse conditionnée), cela grâce à un conditionnement associatif de type pavlovien. Le nombre de réponses conditionnées d'un insecte est le paramètre mesuré révélant ses capacités d'apprentissage olfactif.

type QSAR⁴³ (*Quantitative Structure-Activity Relationship*) et SAR (*Structure-Activity Relationship*) sur les substances actives de pesticides, mais également sur leurs formulations commerciales (Devillers *et al.*, 2002, 2003).

Dans le cadre des tests ECP, trois concentrations ont été testées pour chaque insecticide (tableau 4.1). Les DL₅₀ (c'est-à-dire les doses provoquant la mort de 50 % des animaux traités) de la deltaméthrine et de la λ-cyhalothrine ont été déterminées expérimentalement tandis que pour le τ-fluvalinate, la cyfluthrine et la cyperméthrine, des valeurs trouvées dans la littérature ont été utilisées. Afin de se situer dans le domaine sublétal, la DL₅₀ de chaque pesticide divisée par 20 a été choisie comme dose expérimentale la plus élevée dans le test ECP.

43. Un modèle QSAR permet de prédire quantitativement l'activité biologique des molécules à partir de leur structure et/ou de leurs propriétés physico-chimiques.

Tableau 4.1. Concentrations administrées de façon subchronique préalablement à la procédure de conditionnement (Pham-Delègue *et al.*, 2005).

Produits	Référence	Doses nominales (par abeille) (ng)	Concentrations nominales (dans solution alimentaire) mg/L
	DL ₅₀ orale (par abeille) (ng)		
Deltaméthrine	620 ¹	31	0,940
		15,5	0,470
		7,75	0,235
λ-cyhalothrine	240 ¹	12	0,360
		6	0,180
		3	0,090
τ-fluvalinate	> 200 000 ²	10 000	300
		5 000	150
		2 500	75
Cyperméthrine	460 ³	23	0,690
		11,5	0,345
		5,75	0,172
Cyfluthrine	50	6,1	0,183
		0,2	0,006

¹DL₅₀ déterminée expérimentalement (Pham-Delègue *et al.*, 2005). ²Barnavon, 1987 ; ³Fries et Wibran, 1987 ; ⁴Miniggio *et al.*, 1990.

Les tests proprement dits ont consisté à alimenter pendant 11 jours des ouvrières maintenues en cage d'élevage avec des solutions sucrées alimentaires contaminées ou non. Une telle exposition subchronique reproduit en laboratoire la situation réaliste d'une intoxication des abeilles au cours de leur développement par l'ingestion de la nourriture stockée au sein de la colonie. Pour les cinq pyréthrinoïdes étudiés, un traitement oral pendant 11 jours à cette dose n'a eu aucun effet sur la survie des abeilles. Les ouvrières de 14-15 jours, âge auquel elles deviennent butineuses en conditions naturelles, ont été soumises au test ECP. À la suite des traitements avec la deltaméthrine et la cyfluthrine, les abeilles présentaient une diminution des performances d'apprentissage. Les NOEC effectives mesurées par analyses chimiques de ces deux molécules étaient : ≤ 429 µg/L pour la deltaméthrine (≤ 14,1 ng par abeille et par jour) et ≤ 6 µg/L pour la cyfluthrine (≤ 0,19 ng par abeille et par jour). Pour les trois autres pyréthrinoïdes, aucun effet comportemental significatif n'a été mis en évidence aux concentrations testées.

Des études ont ensuite été menées pour définir les degrés d'exposition de l'abeille dans les conditions normales d'utilisation des insecticides. Des préparations de Mavrik Flo® (240 g/L de λ-fluvalinate), de Décis Micro® (6,25 % de deltaméthrine) et de Baythroid® (50 g/L de cyfluthrine) ont été pulvérisées sur des plantes en fleur cultivées sous tunnels. Des échantillons de fleurs, de butineuses et d'abeilles mortes ont été prélevés et les résidus des trois pesticides ont été mesurés dans l'ensemble de ces matrices (tableau 4.2). Les chercheurs ont mis en évidence une

diminution rapide des concentrations dans les fleurs. Une légère diminution était également visible chez les butineuses. La comparaison entre les concentrations en résidus dans les abeilles soumises au test ECP (tableau 4.3) et celles trouvées dans les butineuses laisse supposer que, sur le terrain et aux doses d'application recommandées, le Décis Micro® n'entraînerait pas d'effets négatifs à court ou à long terme sur l'apprentissage des butineuses. En revanche, le Baythroid® provoquerait des effets à court terme.

Tableau 4.2. Concentrations maximales en résidus de pesticides (λ -fluvalinate, deltaméthrine et cyfluthrine), exprimées en mg/kg de matière sèche, en fonction du temps après traitement pour différents produits commerciaux (Pham-Delègue *et al.*, 2005).

Spécialité commerciale (substance active)	Matrice	Avant traitement	4 h après traitement	24 h après traitement
		(mg insecticide/kg matière sèche)		
Mavrik Flo® (λ -fluvalinate)	Butineuses	nd*	0,55 ± 0,37	0,19 ± 0,15
	Fleurs	nd	14,43 ± 2,86	10,98 ± 1,62
Décis Micro® (deltaméthrine)	Butineuses	nd	0,04 ± 0,02	0,02 ± 0,01
	Fleurs	nd	1,42 ± 0,62	0,92 ± 0,26
Baythroid® (cyfluthrine)	Butineuses	nd	0,06 ± 0,005	0,05 ± 0,02
	Fleurs	nd	9,96 ± 1,15	5,36 ± 1,96
	Abeilles mortes	nd	1,34 ± 0,25	0,50 ± 0,17

*nd : non détecté (< 0,01 mg/kg)

Tableau 4.3. Dosage des pesticides dans les abeilles soumises à la procédure d'ECP (Pham-Delègue *et al.*, 2005).

Produit	Concentration nominale dans l'alimentation	Concentration mesurée dans l'alimentation	Concentration dans les abeilles
	(μ g/L)	(μ g/L)	(mg/kg de matière sèche)
Deltaméthrine	940	848-960	0,99-1,76
	470	359-429	0,31-0,45
	235	196-221	0,17-0,31
	Témoin	< 1*	< 0,02*
Cyperméthrine	690	658-782	0,70-0,76
	345	358-388	0,32-0,35
	172,5	207-209	0,18-0,22
	Témoin	< 1	< 0,02
Cyfluthrine	183	151-178	0,11-0,19
	6	< 1-6	< 0,02
	Témoin	< 1	< 0,02

*Limite de quantification.

Dans une optique de prévision de la toxicité des substances actives, des travaux de modélisation ont été entrepris pour élaborer un nouveau modèle générique QSAR, à partir de résultats de toxicité aiguë. Les DL_{50} de cent pesticides ont été utilisées pour construire et calibrer ce modèle. Les substances actives ont été décrites par la méthode d'autocorrélation (Devillers, 1999), en fonction des propriétés des molécules. Ainsi, pour chaque pesticide, les chercheurs ont calculé des vecteurs d'autocorrélation :

- *H* représentant le caractère lipophile des substances actives ;
- *MR* représentant la réfraction molaire ;
- *HBA* et *HBD* traduisant, respectivement, la faculté des molécules à accepter et à donner des liaisons hydrogènes.

Pour établir les relations entre les descripteurs d'autocorrélation et les activités, un réseau de neurones multicouche à apprentissage supervisé par un algorithme de rétropropagation du gradient (Devillers, 1996) a été utilisé. Les résultats montrent que ce modèle permet une bonne estimation de la toxicité aiguë des pesticides vis-à-vis des abeilles à partir de descripteurs prenant en compte la lipophilie, la réfraction molaire et l'aptitude des molécules à créer des liaisons hydrogènes.

Les auteurs se sont ensuite intéressés plus spécifiquement aux effets écotoxicologiques des formulations commerciales des pesticides, en comparant les sensibilités relatives d'*Apis mellifera* et de deux autres hyménoptères pollinisateurs, *Megachile rotundata* et *Nomia melanderi*. Les résultats de tests d'écotoxicité obtenus pour 158 pesticides ont été analysés à partir d'approches multivariées linéaires et non linéaires. Des comparaisons ont été également faites avec *Bombus terrestris* pour 32 substances. Ces approches révèlent que les pesticides (substances actives ou formulations) très toxiques vis-à-vis d'*A. mellifera* le sont aussi vis-à-vis de *M. rotundata* et de *N. melanderi* ; de la même façon, les pesticides faiblement toxiques vis-à-vis de l'abeille le sont également vis-à-vis des deux autres espèces d'hyménoptères pollinisateurs. Les résultats révèlent néanmoins que *M. rotundata* est l'espèce la plus sensible et *A. mellifera* l'espèce la plus tolérante. Outre les caractéristiques écologiques pouvant expliquer ces différences, il semble exister une relation entre la masse moyenne de ces insectes et leur sensibilité aux pesticides, les plus petites étant les plus sensibles.

Les travaux conduits par Pham-Delègue *et al.* (2005) ont confirmé l'intérêt du test ECP, dont l'utilisation en conditions de laboratoire permet d'assurer un bon contrôle des étapes du protocole pour la mise en place du test (élevage, traitement, conditionnement). L'utilisation de cette procédure a permis de mettre en évidence plusieurs de ses points forts : sensibilité à des concentrations sublétales, définition de relations concentration-réponse et concentration-seuil, sensibilité à des molécules ayant différents modes d'action. Ainsi, le test ECP apparaît être un élément intéressant pour la caractérisation de la toxicité sublétale des pesticides vis-à-vis des abeilles butineuses. Depuis la fin du projet, l'Autorité européenne de sécurité des aliments indique que cette méthode pourrait être utilisée pour mesurer les effets sublétaux des pesticides avant leur mise sur le marché (Efsa, 2012). Pour la première fois, un modèle QSAR a été élaboré pour prévoir la toxicité des pesticides synthétisés ou non vis-à-vis de l'abeille. En pratique, ce modèle peut également être utilisé pour comprendre des mécanismes d'action ou encore

pour faciliter la détermination de la gamme de concentrations à utiliser dans les tests de toxicité. Il trouve donc des applications aussi bien en recherche que dans le cadre des procédures d'homologation des produits phytopharmaceutiques.

Toxicité du fipronil pour des invertébrés du sol

Ravanel *et al.* (2007) ont mis en place une démarche pour étudier l'impact du fipronil et de ses métabolites, conservant tous la structure chimique spécifique des phénylpyrazoles (figure 4.12), sur deux espèces bio-indicatrices directement impliquées dans la dynamique de la matière organique terrestre : le collembole *Folsomia candida* (figure 4.13) et l'annélide *Eisenia fetida*, également appelé ver du fumier, ver rouge ou ver tigré (figure 4.14). Les collemboles jouent un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème sol, présentent des réponses mesurables – telles que la concentration en polluants dans les tissus, la croissance et la fécondité – et sont très sensibles aux métaux et aux pesticides (Crouau et Moïa, 2006 ; Fountain et Hopkin, 2001). Parmi eux, *F. candida* est une espèce très répandue, considérée comme bio-indicateur toxicologique et écologique (Fountain et Hopkin, 2005 ; ISO, 1999). *E. fetida* est une espèce d'annélide oligochète rencontrée couramment dans le fumier, les composts, les fèces de bovins ou encore les forêts humides (Pereira *et al.*, 2014). Elle est souvent utilisée pour l'évaluation des effets écotoxicologiques des contaminations environnementales, car elle est particulièrement adaptée aux tests de laboratoire (ISO, 1993 ; Labrot *et al.*, 1996). Enfin, ces organismes accumulent certains contaminants qu'ils peuvent transférer à leurs prédateurs (Hamers *et al.*, 2006 ; Zhang *et al.*, 2014b).

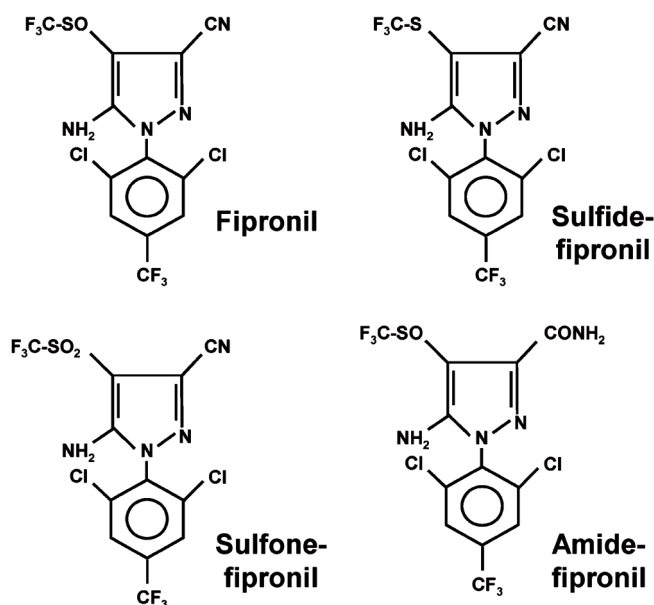


Figure 4.12. Structures chimiques du fipronil et de ses principaux métabolites.



Figure 4.13. Collembole *Folsomia candida* (© Raveton, Université Joseph-Fourier).



Figure 4.14. Annélide *Eisenia fetida* (© Pelosi, Inra).

Les adultes de *F. candida* mis en contact avec une solution de fipronil montrent une importante bioaccumulation transtégumentaire et alimentaire (San Miguel *et al.*, 2008). La toxicité aiguë étant exprimée par les CL_{50} , c'est-à-dire les concentrations entraînant la mort de 50 % des individus, les composés testés sur *F. candida* (au stade juvénile) ont été classés dans un ordre de toxicité décroissante : sulfide-fipronil ($CL_{50} (96h) = 155 \mu\text{g/L}$) > sulfone-fipronil \geq fipronil > amide (non toxique) (San Miguel *et al.*, 2008). Le stade adulte est peu sensible aux phénylpyrazoles, leur tolérance étant certainement liée à une métabolisation rapide de cette substance active (figure 4.15). Effectivement, après 96 heures, le fipronil a quasiment disparu des collemboles (il reste environ 6 % de la dose initiale) et les métabolites majoritaires sont la sulfone (47 %) et d'autres métabolites polaires (38 %). Par conséquent, chez les adultes, il apparaît que la métabolisation (1 ng de fipronil métabolisé par jour et par individu) assure une diminution quantitative efficace des phénylpyrazoles toxiques. De ce fait, la concentration critique létale dans les organismes est difficilement atteinte, permettant aux adultes de tolérer de fortes concentrations d'exposition aux phénylpyrazoles. En revanche, chez les juvéniles, les capacités métaboliques semblent dépassées aux fortes concentrations d'exposition, ce qui entraîne la mortalité. Des tests complémentaires ont démontré que les individus de *F. candida* sont capables d'éviter les aliments contaminés par les phénylpyrazoles. Ainsi, dans les conditions naturelles, *F. candida* montre un faible risque d'exposition directe aux phénylpyrazoles et son cycle de développement est peu perturbé par ces molécules. Le risque d'impact sur le développement des juvéniles se situe entre 0 et 7 jours d'existence, l'exposition aux phénylpyrazoles entraînant une mortalité (liée à de fortes expositions surtout en contact) ou un arrêt de la croissance (principalement lié au refus de consommation de l'alimentation contaminée), engendrant à long terme une diminution potentielle de la population.

Les tests d'exposition en laboratoire des *E. fetida* à une solution aqueuse contenant des phénylpyrazoles radiomarqués au carbone 14 (^{14}C) montrent tout d'abord une bioaccumulation importante du ^{14}C -fipronil dans les organismes, puis une diminution. Cette accumulation peut se faire suivant deux voies : une absorption passive du composé dissous à travers la paroi du corps et une absorption intestinale du composé (Lord *et al.*, 1980). Les tests de toxicité (exposition en milieu aqueux) n'ont mis en évidence aucune sensibilité de ces organismes vis-à-vis des phénylpyrazoles, comme cela a été démontré dans d'autres expérimentations, en particulier dans des sols (Alves *et al.*, 2013). Cette insensibilité suggère l'absence du site de fixation des substances actives sur la membrane des cellules nerveuses, contrairement à *F. candida*. De plus, ces organismes présentent une très grande capacité de détoxification. Comme chez *F. candida*, plusieurs voies de métabolisation ont été mises en évidence chez *E. fetida*. Au terme de 96 h d'exposition, la solution contenait 45 % de fipronil et 55 % de métabolites polaires, alors que les organismes contenaient 43 % de fipronil, 29 % de métabolites polaires, 16 % de sulfide et 12 % de sulfone (figure 4.16). La diminution du ^{14}C bioaccumulé dans les organismes s'explique ainsi par une excrétion de métabolites polaires dans le milieu environnant. Cependant,

l'hypothèse d'une métabolisation faisant intervenir de manière conjointe vers et bactéries (symbiontes intestinales et néphridiales) est très probable (Zirbes *et al.*, 2012). Des études ont en effet démontré une augmentation de la dégradation de certains pesticides par des bactéries présentes dans les organes, essentiellement le tube digestif (Shin *et al.*, 2005 ; Verma *et al.*, 2006) et par des bactéries du sol dont la présence est optimisée par la bioturbation exercée par les vers de terre (Monard *et al.*, 2011). Cette hypothèse est intéressante puisqu'elle permettrait d'expliquer la biodégradation du fipronil dans les sols, démontrée par plusieurs études (Kumar *et al.*, 2012 ; Mandal *et al.*, 2014).

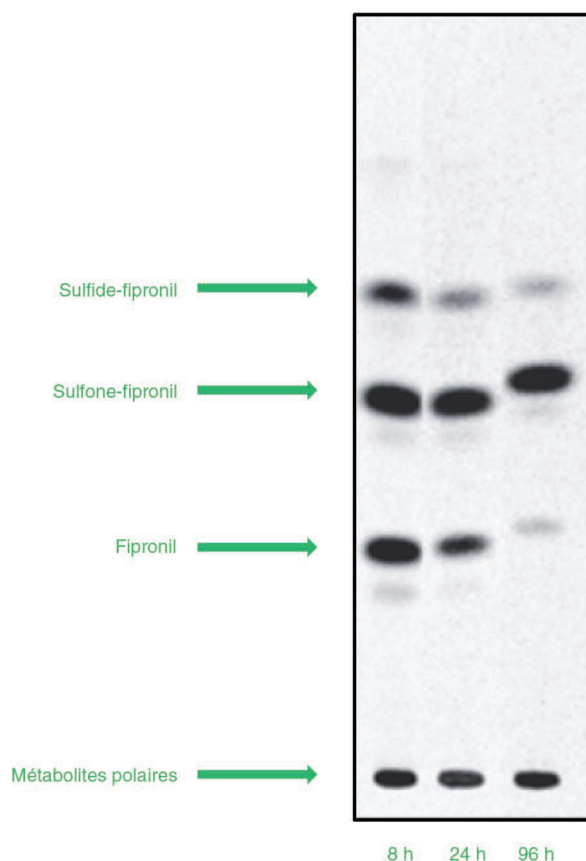


Figure 4.15. Sensibilité et tolérance des *F. candida* adultes exposés au fipronil : profils de métabolisation du ^{14}C -fipronil en fonction du temps obtenus par chromatographie sur couche mince de silice des extraits de *F. candida* (d'après San Miguel *et al.*, 2008).

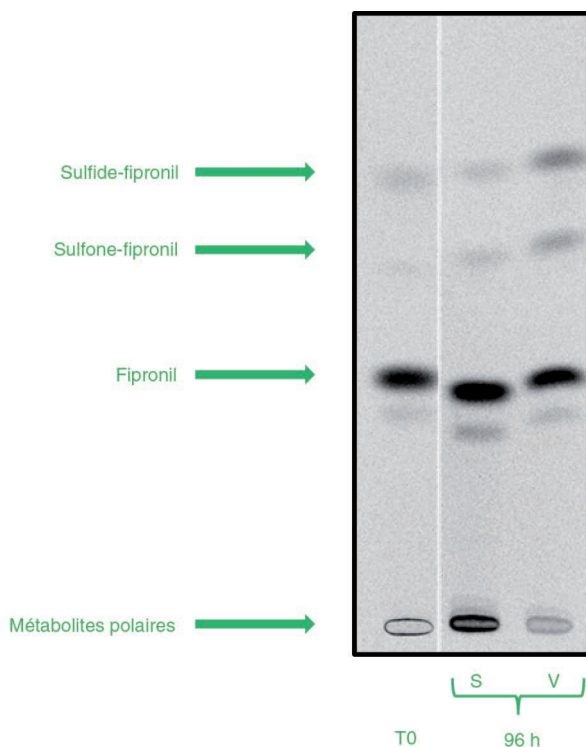


Figure 4.16. Tolérance des *E. fetida* adultes exposés au fipronil : profils de métabolisation du ^{14}C -fipronil obtenus par chromatographie sur couche mince de silice (S = solution après 96 h ; V = extrait de vers de terre après 96 h) (d'après San Miguel, 2006).

Les tests de toxicité ont montré l'existence d'une sensibilité de *F. candida* vis-à-vis du fipronil et mis en évidence des effets sur le comportement, pouvant induire à long terme un impact sur les populations de collemboles. En revanche, les tests de toxicité n'ont montré aucune sensibilité de *E. fetida* vis-à-vis du fipronil. Le suivi du devenir de cet insecticide, appliqué en traitement de semences tournesol ou maïs à la dose moyenne de 450 μg par graine, a permis d'estimer la concentration dans le sol à proximité de la semence à 3,2 mg/kg avec un gradient de distribution jusqu'à 15 cm en fin de culture (Raveton *et al.*, 2007). D'après les résultats obtenus, cette concentration est trop faible pour provoquer une mortalité des *F. candida* juvéniles et adultes et détermine des zones de contamination facilement évitables par ces organismes. Cependant, les tests en laboratoire ne préjugent aucunement du comportement des organismes en conditions naturelles ; il n'est donc pas exclu que les doses non létales d'exposition aient des effets sur leur comportement et leur développement (Alves *et al.*, 2013 ; San Miguel *et al.*, 2008).

Effets des pesticides sur les micro-organismes du sol

L'effet des pesticides sur les communautés microbiennes des sols reste mal connu, car abordé par des approches très globales : mesures de biomasse, d'activité respiratoire et d'activité métabolique, ou évaluation des flux d'éléments dans les sols. Ces approches manquent souvent de sensibilité en raison des phénomènes de réajustement structuraux et de redondance fonctionnelle qui caractérisent les communautés microbiennes complexes présentes dans les milieux naturels. Le développement des techniques, notamment en biologie moléculaire, ciblant la structure métabolique ou génétique des communautés microbiennes, a permis d'élargir la panoplie des bio-indicateurs potentiels. Ainsi, la diversité spécifique des communautés microbiennes peut être évaluée en analysant la distribution de séquences génétiques relativement conservées dans le monde vivant (l'ADN codant pour les ARN ribosomiques) et qui, pour cette raison, ont une valeur phylogénétique. Ces approches ciblant la diversité microbienne permettent d'appréhender plus finement l'impact des pesticides sur la microflore des sols, notamment lorsque les modifications de structure ne se traduisent pas en termes fonctionnels. Soulas *et al.* (2005) ont testé la qualité indicatrice et opérationnelle d'un ensemble de descripteurs du comportement microbien dans les sols, notamment les champignons. Ces organismes incluent un grand nombre d'agents phytopathogènes et d'agents antagonistes des pathogènes et sont des décomposeurs primaires de la matière organique ; ils constituent ainsi un maillon essentiel du fonctionnement des sols.

Les effets d'un herbicide, le DNOC (4,6-dinitro-2-méthylphénol) et d'un fongicide utilisé pour le traitement des parties aériennes, l'azoxystrobine, ont été étudiés à travers deux approches principales :

- des analyses microbiologiques visant à étudier la réponse fonctionnelle et l'adaptation génétique de communautés microbiennes face à l'exposition aux pesticides ;
- des tests biologiques visant à déterminer l'impact de l'application de pesticides sur la résistance des sols aux maladies fongiques.

Réponse fonctionnelle et adaptation génétique des communautés microbiennes

La réponse fonctionnelle des communautés microbiennes a été évaluée en mesurant leur potentiel de minéralisation de pesticides modèles. Un dispositif expérimental simple (une plaque de microtitration dont les puits contiennent une grande série d'agrégats de sol⁴⁴) a permis d'accéder à une comparaison de distributions de potentiels d'activités avec un grand débit d'analyse. Cette technique s'est avérée adaptée au suivi de variations spatio-temporelles qui caractérisent les structures de communautés et les fonctions microbiennes dans les milieux naturels. Les résultats montrent qu'à l'échelle d'agrégats individuels de sol, le potentiel de minéralisation

44. L'agrégat est un assemblage élémentaire entre les particules minérales du sol (sables et limons) et les ciments colloïdaux (argiles, matières humiques, hydroxydes de fer et d'aluminium) qui caractérise, à l'échelle macroscopique, la structure du sol.

d'un herbicide modèle, le 2,4-D, est très variable et qu'une exposition au DNOC contribue à une modification sensible de ce potentiel. Parmi les trois techniques mises en œuvre – *Ribosomal Intergenic Spacer Analysis* (RISA), *Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis* et clonage et restriction des gènes codant pour les ARNr 16S –, seule la technique RISA s'est révélée suffisamment discriminante pour mettre en évidence des différences de diversité génétique des communautés microbiennes, générées par la présence de polluants dans le sol. Ces résultats pourraient traduire à la fois un manque de sensibilité de ces techniques vis-à-vis de modifications d'ampleur limitée dans la distribution des espèces majoritaires et l'impossibilité de détection de ces modifications pour un nombre important d'espèces sous-représentées. Afin d'identifier un descripteur des modifications microbiennes ayant induit l'adaptation des micro-organismes aux pesticides, les chercheurs ont tenté, sans succès, de relier l'activité de minéralisation d'un herbicide modèle (l'atrazine) et le nombre de copies de gènes impliqués dans sa dégradation. L'absence de lien causal entre le nombre de copies de gènes et la fonction dont ils assurent l'expression pourrait s'expliquer par la présence d'autres mécanismes de régulation post-traductionnelle en liaison avec les caractéristiques du milieu environnant.

Impact de l'application de pesticides sur la résistance des sols aux maladies fongiques

Pour évaluer d'éventuels effets secondaires de l'utilisation des pesticides sur la qualité des sols, Soulas *et al.* (2005) ont conduits des travaux sur deux sols, sélectionnés pour leurs qualités sanitaires contrastées :

- un sol limono-argileux de Dijon, riche en matières organiques (3,3 %), présentant des propriétés induisant la résistance aux maladies dues à *Fusarium oxysporum*, mais pas aux maladies dues à *Rhizoctonia solani* ;
- un sol sableux d'Ouroux (commune située dans le Beaujolais), plus pauvre en matières organiques (1,1 %), présentant des propriétés induisant des résistances inverses à celles du sol dijonnais.

Des tests de résistance aux maladies fongiques ont permis d'évaluer les capacités biotiques et abiotiques du sol⁴⁵ à limiter l'expression de l'activité infectieuse des champignons phytopathogènes introduits artificiellement. Une diminution de la « résistance du sol » à la maladie traduit alors l'occurrence d'un déséquilibre dans les interactions microbiennes. Les tests ont permis de démontrer que l'application de DNOC et d'azoxystrobine n'avait aucune conséquence significative sur le niveau de résistance des deux sols aux maladies dues à *F. oxysporum*, quelle que soit la dose de pathogène. Face aux maladies dues à *R. solani*, le traitement avec le DNOC n'a pas non plus révélé d'effet significatif sur le niveau de résistance des deux sols. En revanche, le traitement avec l'azoxystrobine a augmenté significativement leur niveau de résistance : soit *R. solani* est affecté négativement, soit des antagonistes sont stimulés par l'azoxystrobine.

45. Dans la suite du texte, l'emploi des termes « résistance du sol » sera utilisé pour simplifier la lecture.

Des tests de croissance radiale, qui visent à mesurer le développement mycélien de champignons telluriques, ont été effectués. La mesure de la vitesse de croissance radiale de souches de champignons fréquemment rencontrés dans les agrosystèmes (agents pathogènes et champignons non pathogènes, champignons à croissance lente et à croissance rapide) en présence de différentes doses de DNOC et d'azoxystrobine a révélé une grande diversité de sensibilité aux deux pesticides.

Des tests de dénombrement ont permis d'évaluer les densités microbiennes de la microflore totale, bactérienne et fongique. Globalement, aucun impact significatif sur les densités bactériennes dans les premières heures suivant l'apport du pesticide n'a été constaté ; après 13 jours d'exposition, une augmentation de la densité bactérienne a été observée sauf sur le sol d'Ouroux ayant reçu du DNOC. Par ailleurs, aucun des deux pesticides n'a entraîné de variation importante des densités fongiques. Il est néanmoins probable que les densités globales qui ne montrent pas de différence quantitative masquent en réalité des modifications dans les rapports d'abondance entre les populations qui constituent les communautés bactériennes et fongiques.

Les tests enzymatiques permettent d'apprécier l'activité microbienne globale. Le suivi de l'activité déshydrogénase est, parmi les tests enzymatiques, l'un des plus pertinents, car les enzymes impliquées ne sont actives que dans le milieu intracellulaire. Dans le sol d'Ouroux, le niveau d'activité déshydrogénase est si faible qu'il n'a pas pu être détecté ; dans le sol de Dijon, aucune différence d'activité n'a été observée, quels que soient les pesticides appliqués et la durée d'exposition.

Des profils métaboliques ont permis d'évaluer la diversité bactérienne fonctionnelle. Ils ont été établis sur la base d'inoculations de suspensions de sols traités ou non sur 95 substrats organiques dont la consommation est révélée par un indicateur coloré. Même si les communautés bactériennes des sols de Dijon et d'Ouroux présentaient des diversités métaboliques très différentes, les profils établis suite aux apports de pesticides n'étaient cependant pas différenciables des profils d'origine.

Des empreintes moléculaires, effectuées 0 et 13 jours après l'apport de pesticides, ont permis d'évaluer les modifications de structure génétique des communautés bactériennes et fongiques. Les empreintes moléculaires des communautés bactériennes des sols de Dijon n'ont révélé aucune modification de structure de ces communautés à la suite des apports de DNOC ou d'azoxystrobine. Pour le sol d'Ouroux, le stress provoqué par la mise en incubation des échantillons de sol a induit une modification de la structure spécifique des communautés bactériennes en place, sans incidence particulière évidente des pesticides sur ces réorganisations structurales. L'analyse des empreintes moléculaires des communautés fongiques des sols d'Ouroux et de Dijon a conduit à des conclusions similaires. Cependant, dans le cas du sol d'Ouroux, une modification de structure de la communauté fongique juste après l'apport des pesticides a été observée, révélant un effet direct sur des populations fongiques sensibles à ces pesticides ; après 13 jours, ces différences ont disparu.

Les communautés microbiennes, notamment fongiques, présentent donc une grande diversité de sensibilité aux effets secondaires des pesticides (tableau 4.4). Celles présentes dans le sol de Dijon, riche en matières organiques, présentant une

Tableau 4.4. Synthèse des effets du DNOC et de l'azoxystrobine sur les caractéristiques des communautés microbiennes (d'après Soulas et al., 2005).

Origine de la communauté/traitement effectué	Résistance à la fusariose	Résistance à <i>R. solani</i>	Densité bactérienne globale	Densité fongique globale	Croissance radiale des champignons	Activité enzymatique totale	Diversité bactérienne par profils métaboliques	Diversité microbienne par empreintes moléculaires
Sol de Dijon/ DNOC	Non affectée	Non affectée	Augmentation*	Non affectée	Selon espèces	Non affectée	Non affectée	Non affectée
Sol de Dijon/ azoxystrobine	Non affectée	+ Résistant	Augmentation*	Non affectée	Selon espèces	Non affectée	Non affectée	Non affectée
Sol d'Ouroux/ DNOC	Non affectée	Non affectée	Non affectée	Non affectée	Selon espèces	Non mesurable	Non affectée	Affectée transitoirement pour les champignons
Sol d'Ouroux/ azoxystrobine	Non affectée	+ Résistant	Augmentation*	Non affectée	Selon espèces	Non mesurable	Non affectée	Affectée transitoirement pour les champignons

*Observée à 13 jours d'exposition.

bonne capacité d'accueil pour les micro-organismes et une activité globale importante, ont résisté au stress que représentaient les apports de pesticides ; à l'inverse, celles du sol d'Ouroux ont montré moins de résistance à ce stress et se sont révélées sensibles aux effets directs des pesticides sur les champignons, qui ont été affectés dans leur développement. Cela s'est traduit par des modifications temporaires de la structure des communautés fongiques de ce sol et, dans le cas de l'azoxystrobine, par une réduction de la sévérité des maladies dues à *R. solani*. S'agissant de l'activité infectieuse d'un champignon phytopathogène, ce résultat peut paraître optimiste, mais il doit être modulé, car des champignons antagonistes de pathogènes ou des mycorhizes pourraient être affectés de la même manière.

Il apparaît donc que l'application de pesticides peut présenter des effets secondaires susceptibles d'affecter les communautés fongiques. L'altération de ces communautés est réduite dans les sols résistants caractérisés par un effet tampon dû à une forte densité microbienne et un contenu en matière organique important ; en revanche, dans les sols ne présentant pas ces caractéristiques, un stress toxique peut avoir des conséquences sur le fonctionnement du sol. En conclusion, Soulas *et al.* (2005) ont confirmé que l'appréciation des effets des pesticides sur la microflore des sols ne peut résulter que de la mise en œuvre d'un ensemble de méthodes. L'approche spatiale des structures de communautés microbiennes devrait permettre d'établir des relations de type « composition/structure-réponse » analogues aux relations « doses-réponse » et contribuer ainsi à augmenter l'efficacité du diagnostic écotoxicologique.

Effets des modes de protection des pommiers sur les arthropodes auxiliaires et les oiseaux

À la fin des années 1990, les études portant sur les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité étaient, dans le domaine de l'arboriculture fruitière, peu nombreuses et fragmentaires. Dans ce contexte, Sauphanor *et al.* (2004) ont proposé de travailler à l'identification des impacts biocénétiques des différents modes de protection des pommiers. Les auteurs se sont intéressés à deux communautés de la faune non cible représentatives du compartiment aérien : les arthropodes auxiliaires et les oiseaux. Les trois itinéraires techniques étudiés étaient la culture conventionnelle (CV), la production intégrée (PI), recourant à une lutte contre la carpocapse par confusion sexuelle, et l'agriculture biologique (AB).

Effets sur les communautés d'arthropodes auxiliaires

Les communautés d'arthropodes auxiliaires ont été suivies par Sauphanor *et al.* (2004) à la fois sur les pommiers et dans le couvert herbacé de l'inter-rang d'un verger du domaine expérimental de l'Inra de Gothenon (Drôme).

Sur les pommiers, bien qu'aucune tendance ne se soit vérifiée sur les trois années d'étude, l'analyse globale a permis d'identifier quelques résultats intéressants :

- la parcelle AB présentait globalement des effectifs élevés d'auxiliaires avec une présence accrue de certains groupes taxonomiques décrits ci-après ;

- la parcelle CV avait des valeurs de diversité entomologique (nombre de groupes différents par rapport à l'effectif total) et une richesse (nombre de familles) du peuplement global et des auxiliaires plus élevées que la parcelle AB ;
- la parcelle PI présentait des valeurs intermédiaires.

Une analyse de la répartition des groupes fonctionnels d'auxiliaires a montré peu de corrélations significatives entre les différents relevés, ne permettant pas de mettre en évidence des similitudes intra-année et/ou intra-mode de protection. Néanmoins, le cumul des échantillons des trois années a permis de distinguer :

- la moindre présence d'hyménoptères parasitoïdes pour la parcelle AB, peut être due à l'utilisation importante de soufre en protection contre la tavelure – cette substance active étant toxique pour ce groupe –, mais également à la présence accrue d'autres groupes taxonomiques (cf. ci-après) ;
- la présence de punaises prédatrices d'acariens (*Orius* sp.), coccinelles (nombreuses larves, *Adalia bipunctata*) et diptères prédateurs de pucerons (principalement des syrphes, figure 4.17), caractéristique de la parcelle AB, fortement infestée par le puceron cendré ;
- la présence de prédateurs de régulation tels les forficules (figure 4.18) dans la parcelle AB, alors qu'ils étaient beaucoup moins représentés dans les autres parcelles : le mode d'entretien du sol sur le rang (désherbage mécanique en AB et chimique pour les deux autres parcelles) a pu influencer ce résultat ;
- la présence d'acariens prédateurs (*Anystidae*) principalement dans la parcelle PI, la toxicité des traitements chimiques en CV et du soufre en AB étant des hypothèses explicatives ;
- la très faible présence de coccinelles dans la parcelle CV (à l'exception de l'année 2003).



Figure 4.17. Larve de syrphe (*Syrphidae*), un diptère consommant un puceron cendré du pommier (© Inra).



Figure 4.18. Forficule (*Forficula auricularia*), un prédateur généraliste, prospectant un foyer de pucerons cendrés (© Inra).

Le couvert herbacé de la parcelle AB était caractérisé par une richesse totale et une richesse d'auxiliaires plus élevées que la parcelle CV ; c'était l'inverse pour la diversité entomologique. La parcelle PI occupait en général une situation intermédiaire entre les deux autres. En termes de groupes fonctionnels, le couvert herbacé du verger AB se caractérisait par la présence de forficules (absents des autres parcelles), une présence moindre d'hyménoptères parasitoïdes et de névroptères s'accompagnant d'une présence accrue de diptères prédateurs et de coccinelles. Le verger PI hébergeait, quant à lui, de nombreux thrips prédateurs (*Aeolothripidae*), des acariens prédateurs (*Anystidae*) ainsi que des punaises prédatrices (dont des *Nabidae*). Ces dernières étaient également largement représentées dans le verger CV. Enfin, pour les hyménoptères, groupe d'auxiliaires le plus représenté, les principales familles identifiées étaient les *Scelionidae*, les *Encyrtidae* et les *Braconidae* pour CV et PI, auxquelles s'ajoutaient les *Mymaridae* pour la parcelle AB.

Une convergence de résultats a enfin été notée entre les échantillons prélevés sur pommiers et sur couverts herbacés des inter-rangs des vergers. Les effectifs et la biomasse se sont révélés supérieurs pour la parcelle AB, sans toutefois d'individualisation de cette parcelle pour sa richesse et/ou sa diversité. Une des explications possibles est l'absence d'utilisation d'insecticides après floraison, hormis le virus de la granulose utilisé comme produit biologique contre le carpocapse. Pour cette parcelle, les nombreuses interventions antifongiques, principalement à base de soufre, ont pu toutefois affecter les populations présentes. Ainsi, les groupes

indiqués comme sensibles à cette substance active ont été moins retrouvés : acariens prédateurs des pommiers, hyménoptères.

Effets sur les communautés aviaires

La date de construction du nid des espèces d'oiseaux présentes, la date et la taille des pontes, le nombre d'œufs fécondés, de poussins éclos et de jeunes à l'envol ont été étudiés à l'aide de nichoirs disposés dans les parcelles d'études. Trois espèces de passereaux, la mésange charbonnière (*Parus major*, figure 4.19), la mésange bleue (*Parus caeruleus*) et le moineau friquet (*Passer montanus*), ont colonisé les nichoirs :

- la mésange charbonnière s'est reproduite avec succès au cours des trois années d'étude dans toutes les parcelles du dispositif expérimental ;
- cinq couples de mésanges bleues se sont installés et reproduits avec succès dans les parcelles AB, tandis qu'un couple a tenté de se reproduire dans chacune des modalités PI et CV, mais sans succès ;
- le moineau friquet a essayé de coloniser des vergers AB durant les trois années d'étude, mais n'a pas tenté de s'installer dans les parcelles PI et CV.



Figure 4.19. Mésange charbonnière (© Inra).

Une analyse des variables de suivi de la reproduction de la mésange charbonnière montre que la densité en couples reproducteurs augmente régulièrement chaque année dans les vergers AB et PI. Comparés aux vergers CV, les résultats obtenus en 2003 et cumulés sur 3 ans indiquent que cette densité est significativement plus élevée en AB ; en PI, elle ne diffère pas significativement des densités observées dans

les autres modalités. Par année, les dates d'initiation des premières pontes ne sont pas significativement différentes entre modalités. Elles le deviennent en données cumulées sur 3 ans. Ces différences disparaissent lorsqu'on retire de l'analyse la parcelle AB dans laquelle la pression exercée par les moineaux friquets a été très forte dès la deuxième année d'étude. Le pourcentage de nids abandonnés en période d'incubation ne diffère pas entre années. Les résultats cumulés sur 3 ans indiquent un taux d'abandon des pontes 5,5 et 2,3 fois moins élevé, respectivement en AB et PI, qu'en CV. D'autres paramètres de pré-éclosion ont été étudiés : le nombre moyen d'œufs par ponte, le pourcentage d'œufs couvés non éclos et le pourcentage d'éclosions par rapport au total des œufs pondus. Les résultats obtenus n'ont pas révélé de différence significative entre les trois itinéraires techniques. Parmi les variables étudiées après le stade de l'éclosion, le nombre moyen de jeunes produits par hectare a permis de mettre en évidence un effet de ces itinéraires. Ce nombre était de 16,2 en moyenne dans les vergers AB, significativement différent du nombre de jeunes dans les parcelles PI (10,7) et CV (9,7).

Les résultats de Sauphanor *et al.* (2004) montrent donc que le mode de protection des vergers influe sur l'installation et la reproduction des oiseaux. La mésange bleue et le moineau friquet ne s'installent que dans les vergers AB et le nombre de jeunes produits par la mésange charbonnière y est significativement plus élevé que dans les vergers PI et CV. Le suivi des paramètres de reproduction permet d'attribuer ces différences en premier lieu à une moindre installation puis à un plus fort taux d'abandon des nids par les adultes en parcelles traitées chimiquement, ces deux paramètres étant conditionnés vraisemblablement par la disponibilité en nourriture. L'hypothèse d'une action neurotoxique des traitements altérant la capacité de nourrissage des adultes peut expliquer également le fort taux d'abandon des nids. De rares cas de mortalité directe dans les nids à l'occasion de traitements insecticides avant floraison ont été observés.

Ainsi, les travaux de Sauphanor *et al.* (2004) ont permis de mieux appréhender, dans le contexte des vergers du Sud-Est, l'impact des stratégies de réduction d'utilisation des pesticides sur les arthropodes auxiliaires et sur les communautés aviaires. Ils ont mis en évidence des différences, principalement d'ordre qualitatif, entre les différents itinéraires techniques en vergers de pommiers et en particulier un effet favorable de la conduite biologique sur l'installation et la reproduction des oiseaux. La plupart des situations étudiées n'étant pas stables au cours du temps et la caractérisation des profils taxonomiques recouvrant toute une gamme de situations annuelles, les résultats restent difficilement transposables. Quoiqu'il en soit, ces travaux ont permis la sensibilisation des exploitants agricoles quant au rôle des auxiliaires et à l'intérêt potentiel de leurs parcelles comme source de biodiversité.

Conclusion : effets sur les écosystèmes terrestres

Les travaux menés dans le cadre du programme Pesticides sur les organismes et écosystèmes terrestres ont mis en évidence, au-delà d'effets létaux à forte concentration, une diversité d'effets sublétaux pour un panel d'organismes tous impliqués

dans le maintien de services écosystémiques tels que la pollinisation, la dégradation de la matière organique ou le contrôle de ravageurs. Ainsi, des effets comportementaux chez l'abeille et le collembole *Folsomia candida* ont été rapportés, de même qu'une altération des capacités de reproduction chez des insectes parasitoïdes et des oiseaux. Des effets à l'échelle communautaire ont également été observés chez la microflore, fongique notamment, et sur les communautés d'arthropodes auxiliaires. Les résultats ayant été acquis en conditions souvent réalistes et parfois même sur le terrain, il apparaît indispensable de mieux prendre en compte ces effets non intentionnels dans les procédures d'évaluation de l'écotoxicité des pesticides. Plusieurs outils ont été proposés pour améliorer les tests utilisables pour l'évaluation des risques écotoxicologiques lors des procédures d'homologation de ces substances (procédure ECP chez l'abeille, tests biologiques chez les micro-organismes du sol), voire pour prévoir la toxicité de pesticides non synthétisés (modèle de prévision QSAR). Par ailleurs, les recherches ont permis de mettre en évidence des différences, principalement d'ordre qualitatif, entre les différents modes de protection des vergers et en particulier un effet favorable de la conduite biologique sur l'installation et la reproduction des oiseaux, dans le contexte étudié (pommiers du sud-est de la France).

Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes d'eaux douces

Trois ensembles de travaux relatifs aux effets des pesticides sur les organismes et écosystèmes dulcicoles ont été soutenus par le programme Pesticides :

- l'étude des réponses des communautés microbiennes dans différents contextes biogéographiques (Leboulanger *et al.*, 2004, 2010) ;
- l'évaluation du risque écotoxicologique de mélanges herbicide/adjuvant (Lacroix *et al.*, 2004 ; Lagadic *et al.*, 2007) ;
- l'étude de l'impact de différents itinéraires techniques agricoles sur des eaux de surface représentatives des systèmes drainés français (Lagadic *et al.*, 2011).

Effets des pesticides sur les communautés bactériennes et planctoniques

D'une façon générale, trois étapes caractérisent les réponses des micro-organismes aux pesticides (figure 4.20).

D'abord, une réaction observable sur les individus, populations ou communautés marque l'effet immédiat de l'exposition à un pesticide et reflète la toxicité de celui-ci sur une ou plusieurs fonctions métaboliques. Cette réaction peut être décelée à travers l'établissement d'une courbe dose-effet à court terme, qu'il s'agisse d'effets globaux (sur la croissance ou la mortalité par exemple) ou plus spécifiques (activité photosynthétique ou enzymatique).

Ensuite, un même organisme – ou communauté – peut s'acclimater, c'est-à-dire modifier ses propres caractéristiques métaboliques, en modulant l'expression de certains gènes par exemple, pour diminuer l'amplitude de l'effet toxique, en fonction de sa plasticité phénotypique ; cette acclimatation peut être mise en évidence

par des marqueurs de l'exposition des organismes aux pesticides (synthèse de protéines de stress, d'ARNm spécifiques...).

Enfin, l'exposition aux substances toxiques peut avoir un effet à long terme en agissant comme une pression de sélection sur la communauté, aboutissant à une communauté ou une population moins sensible au pesticide concerné ; ces changements structurels peuvent être décrits par taxonomie classique ou moléculaire, ou mis en évidence par la présence de gènes de résistance.

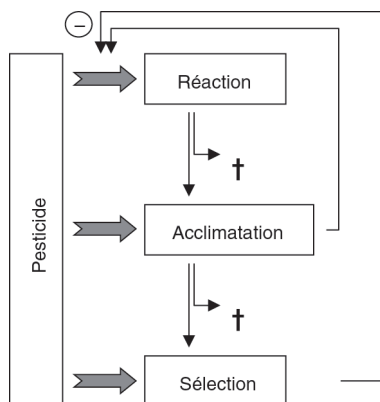


Figure 4.20. Les trois grands niveaux de réponse des micro-algues aux stress toxiques provoqués par les pesticides. La mort des cellules (†) en elle-même n'est la plupart du temps pas utilisée dans la littérature comme descripteur des effets toxiques sur les micro-organismes. Les phénomènes d'acclimatation et de sélection ont pour conséquence une diminution de l'effet toxique des pesticides (Leboulanger *et al.*, 2004).

Le programme Pesticides a permis d'étudier les réponses à la présence d'herbicides et d'insecticides dans différents types d'écosystèmes : rivières et lacs en milieu tempéré d'une part (Leboulanger *et al.*, 2004), retenues collinaires en milieu tropical d'autre part (Leboulanger *et al.*, 2010).

Réponses des micro-algues d'eaux douces tempérées

L'exposition des micro-organismes aux pesticides peut conduire à des modifications à la fois d'ordre physiologique et structurel. C'est dans cet esprit que la méthode PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*) a été proposée par Blanck *et al.* (1988). Cette méthode est fondée sur le principe suivant : une communauté biologique naturelle est constituée de composants ayant des sensibilités variables vis-à-vis d'une substance toxique donnée ; l'exposition à la même substance toxique conduira à la disparition des organismes les plus sensibles et à un développement des organismes les plus tolérants ou résistants ; la communauté soumise à une contamination antérieure aura donc une sensibilité globale moindre et une structure différente de celle qui se serait développée sans pression de sélection par la substance toxique (Bérard *et al.*, 2002). Leboulanger *et al.* (2004) ont étudié les réactions de communautés algales naturelles de lac et de rivière,

planctoniques (phytoplancton) et benthiques (périphyton⁴⁶), aux stress engendrés par les pesticides, principalement des herbicides. En utilisant le principe du PICT à partir de mesures physiologiques, d'estimations de la richesse taxonomique des communautés et d'études sur la variabilité génétique des espèces dominantes, ils ont pu donner des indications sur l'état du compartiment algal (sur des bases fonctionnelles et structurales) et sur sa capacité de restauration à la suite d'une pollution dans des contextes différents : la rivière Ozanne, près de Chartres, contaminée par des pesticides d'origine agricole, et deux ports du lac Léman, Lausanne-Ouchy et Thonon-les-Bains, contaminés par des pesticides d'origine non agricole.

La sensibilité des micro-algues aux pesticides a été évaluée par l'utilisation de marqueurs moléculaires permettant de décrire les communautés, en complément des approches en microscopie classique. Parallèlement, des points finaux de mesure fondés sur l'activité photosynthétique (incorporation de carbone radioactif, fluorescence *in vivo* de la chlorophylle *a*) ont été effectués. Cette sensibilité a été exprimée par la CE₅₀, concentration en substances actives toxiques qui réduit de 50 % le paramètre étudié (croissance à quatre jours, activité photosynthétique), par rapport à un témoin. Les conclusions générales de ces opérations valident le concept du PICT tel que décrit par Bérard *et al.* (2002) : il est possible, dans certaines conditions, de mettre en évidence des changements dans la composition des communautés naturelles de micro-algues en fonction de la contamination du milieu par les pesticides et ceci s'accompagne d'un changement dans le degré de sensibilité de ces mêmes communautés (mis en évidence par des tests écotoxicologiques en laboratoire). Ces conclusions doivent néanmoins être tempérées par deux remarques fondamentales :

- il est souvent difficile, voire impossible, de disposer de milieux aquatiques totalement indemnes de pollution (état de référence), ce qui peut fausser l'interprétation. L'étude comparée des zones amont et aval en rivière (Dorigo *et al.*, 2004) ou des ports et des zones ouvertes en lac (Bérard *et al.*, 2003) permet de minimiser voire de résoudre ce problème ;
- certains facteurs environnementaux peuvent perturber la mesure de l'effet de la pollution avérée ou supposée.

Il est donc important, si l'on s'attache à réaliser un diagnostic écotoxicologique sur un milieu aquatique, de prendre en compte l'évolution annuelle du système, par exemple de la saisonnalité des événements de contamination et du développement des micro-algues (Dorigo *et al.*, 2004).

Leboulanger *et al.* (2004) ont également conduit au laboratoire une étude de la sélection de clones tolérants ou résistants aux pesticides chez les chlorelles, des micro-algues modèles appartenant aux Chlorophycées. Ils ont montré qu'une exposition à une dose *a priori* létale d'un biocide de la famille des triazines – l'Irgarol 1051 – permettait de sélectionner des cellules plus tolérantes que la culture

46. Un périphyton est une couverture biologique constituée d'organismes microscopiques, qui se développe à la surface du substrat et des végétaux ; autrement dit, ce sont des micro-algues et micro-organismes associés, vivant attachés à toute surface immergée.

dont elles étaient issues (Bérard *et al.*, 2003). Ils ont également montré qu'il n'y a pas toujours d'acquisition de tolérance/résistance croisée, c'est-à-dire d'augmentation des CE_{50} lorsqu'elles sont établies pour d'autres inhibiteurs du photosystème II (diuron, simazine...) selon le même protocole.

Au-delà de leur utilisation comme modèles de laboratoire, les micro-algues peuvent être considérées comme des indicateurs pertinents des pressions de pollution par les pesticides. Les méthodes et savoir-faire développés par Le Boulanger *et al.* (2004) ont pu être utilisés sur des communautés de micro-algues terrestres (Bérard *et al.*, 2004), dans des systèmes expérimentaux soumis à des lixiviats industriels (Volatier, 2004) ou dans des bassins-versants viticoles (Dorigo *et al.*, 2009). Pour le gestionnaire, il est intéressant de disposer de tels outils permettant de démontrer l'impact réel d'une pollution par un ou plusieurs pesticides ; le PICT est un concept qui peut être appliqué à de nombreuses situations. C'est un véritable outil d'évaluation écotoxicologique, car il possède également une signification écologique importante : il intègre à la fois la variabilité de la communauté de micro-algues dans son ensemble (ou d'autres organismes), les phénomènes d'acclimatation physiologique des organismes et les sélections intra ou interspécifiques.

Réponses du plancton et des bactéries d'eaux douces tropicales

Pour des raisons historiques et économiques, l'évaluation du risque environnemental lié à l'usage des pesticides a été effectuée principalement dans l'hémisphère Nord et sa zone tempérée, en lien avec le développement de l'agriculture intensive dans les pays les plus riches. La zone intertropicale a été relativement oubliée dans le domaine de l'évaluation du risque. Pourtant, la mondialisation des échanges commerciaux, la généralisation des pratiques intensives et la pression anthropique accrue sur les écosystèmes tropicaux nécessitent la prise en compte de leurs spécificités climatiques, écologiques et biologiques pour assurer dans un futur proche une meilleure gestion du risque environnemental lié à l'utilisation des pesticides. En particulier, la représentativité des résultats des tests d'écotoxicité et leur extrapolation aux milieux tropicaux posent beaucoup de questions. En effet, les pesticides ont été évalués pour leur toxicité envers des organismes modèle spécifiques des milieux tempérés. Il apparaît donc nécessaire de définir des modèles d'organismes à inclure dans les tests écotoxicologiques adaptés au milieu tropical pour comparer leur sensibilité et accéder à une représentativité plus objective. Le Boulanger *et al.* (2010) ont ainsi proposé d'évaluer la sensibilité de micro-organismes aquatiques tropicaux d'eau douce envers plusieurs produits phytosanitaires et de lutte anti-vectorielle. La démarche a consisté à évaluer les effets de différents pesticides sur des systèmes biologiques de complexité croissante : des modèles de laboratoire (cultures de bactéries et de phytoplancton, élevages de zooplancton) représentant la complexité la plus faible, des populations isolées du milieu et des communautés planctoniques dans leur ensemble, le niveau de complexité maximal étudié dans ces travaux. Ce projet s'est déroulé à Mayotte, département et région de l'Outre-mer français, île située dans l'archipel des Comores dans le nord du canal du Mozambique. Les études ont porté

sur deux retenues collinaires, Combani (figure 4.21) et Dzoumogné (figure 4.22), construites pour soutenir les besoins d'approvisionnement en eau potable. Les connaissances préalables désignent ces écosystèmes comme peu exposés aux contaminations anthropiques et peu complexifiés sur le plan des structures biologiques.



Figure 4.21. Retenue collinaire de Combani (© Cecchi, IRD).



Figure 4.22. Retenue collinaire de Dzoumogné (© Bouvy, IRD).

La sensibilité de différentes souches de micro-organismes aquatiques tropicaux d'eau douce envers plusieurs pesticides et produits de lutte anti-vectorielle a été caractérisée au laboratoire. Cette sensibilité a été comparée à celle d'organismes modèles classiquement utilisés dans l'évaluation du risque et à celle d'organismes modèles de milieu tropical choisis pour leur proximité phylogénétique (au niveau de la classe ou du genre) et écologique (rôle trophique supposé, position trophique). Des souches phytoplanctoniques tropicales (essentiellement des cyanobactéries), isolées lors d'études préalables de plusieurs plans d'eau d'Afrique de l'Ouest (Leboulanger *et al.*, 2009), ont été soumises à divers pesticides : le diuron, le paraquat, le téméphos et le fénitrothion. Des tests de sensibilité à court terme ont été réalisés, conduisant à l'obtention de courbes concentration-effet permettant le calcul des concentrations remarquables (CE_{50} , NOEC, LOEC). Les données acquises ne diffèrent pas de la gamme de valeurs de CE_{50} déjà disponibles dans la littérature scientifique, ce qui ne permet pas de suggérer une sensibilité intrinsèquement différente entre souches

issues d'un milieu tropical ou tempéré. Cependant, la sensibilité des organismes du phytoplancton s'est révélée dépendante de la température appliquée ; ainsi, en fonction des pesticides, les effets ont été aggravés ou diminués avec l'augmentation de la température. Une série d'expérimentations a ensuite été menée sur des cultures bactériennes (coliformes) originaires de l'estuaire du Sénégal, de la Méditerranée et d'un réservoir de Mayotte. Trois pesticides – le diuron, le téméphos et le fénitrothion – n'ont pas eu d'effet sur la croissance bactérienne, même aux concentrations les plus fortes. Enfin, des élevages de cyclopidés *Mesocyclops aspericornis* ont montré que cette espèce de zooplancton choisie comme modèle tropical était particulièrement tolérante aux insecticides fénitrothion et téméphos par rapport à son équivalent conspécifique isolé de France métropolitaine (figure 4.23, Leboulanger *et al.*, 2011a). En conclusion, les expérimentations au laboratoire sur bactéries, phytoplancton et zooplancton ont montré qu'aucune règle générale ne conditionnait la sensibilité des organismes tropicaux par rapport à leurs équivalents tempérés.

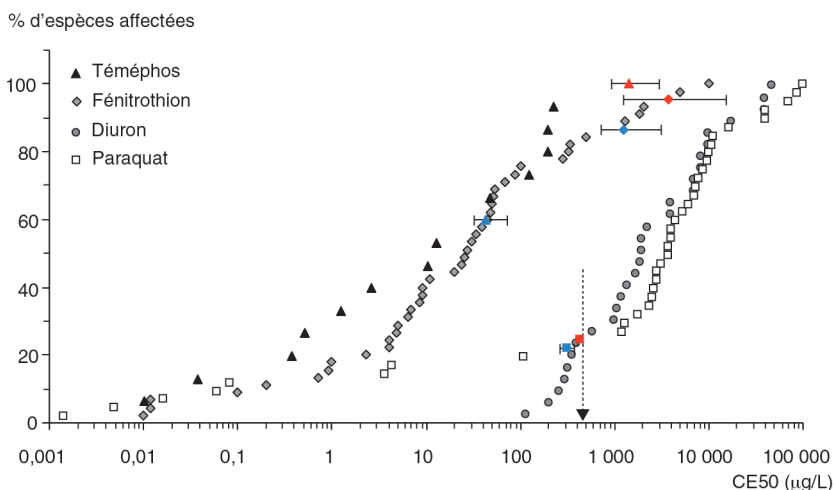


Figure 4.23. Courbe de distribution de sensibilité des espèces de zooplancton d'eau douce au téméphos, fénitrothion, diuron et paraquat. Données issues de la base Ecotox de l'US EPA (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>). Les résultats issus de l'étude concernent les *Mesocyclops* isolés de milieux tempérés (symboles bleus) ou tropicaux (symboles rouges). Les barres horizontales correspondent à l'intervalle de confiance à 95 %. Pour le diuron, seule la LOEC a pu être déterminée (flèche pointillée) (d'après Leboulanger *et al.*, 2011a).

Leboulanger *et al.* (2010) ont aussi déterminé l'impact de différents pesticides (diuron, paraquat et fénitrothion) sur la dynamique des communautés bactériennes, phytoplanctoniques et zooplanctoniques isolées des retenues de Combani et Dzoumogné, en termes structurels et fonctionnels. Pour les communautés bactériennes de Combani, un impact significatif du paraquat et du fénitrothion à fortes concentrations a été observé au laboratoire ; pour la retenue de Dzoumogné, seul un impact significatif du fénitrothion a été mis en évidence. Les populations naturelles de phytoplancton et de zooplancton ont également été exposées sur de courtes durées (3 jours) à des concentrations croissantes des trois pesticides. Les effets observés ont

été contrastés : seul l'herbicide diuron a montré une spécificité d'action envers le phytoplancton, alors qu'un autre herbicide, le paraquat, a montré une forte toxicité pour les deux espèces de zooplancton étudiées. L'insecticide fénitrothion a, quant à lui, montré une toxicité pour le phytoplancton à forte dose. L'espèce, le stade de développement et l'origine du zooplancton étudié ont modifié la réponse aux pesticides. Des essais complémentaires en microcosmes (figure 4.24) ont permis de compléter ces résultats, montrant qu'après une exposition de 6 jours, les communautés planctoniques tropicales des deux réservoirs de Mayotte étaient sensibles aux pesticides testés, même à court terme, et que certains effets ne pouvaient pas être estimés à partir du mode d'action connu de la molécule utilisée. Il ressort donc de ces travaux que le bactérioplancton est globalement peu sensible aux pesticides, même s'il présente des évolutions transitoires de ses capacités métaboliques. Le phytoplancton, modérément affecté dans sa biomasse totale, a cependant été modifié dans sa structure (espèces et abondances individuelles, avec un changement dans la diversité totale de la communauté), principalement par l'herbicide paraquat et l'insecticide fénitrothion. Des changements dans la structure de taille des organismes ont également été observés. Le zooplancton s'est avéré très sensible au paraquat, modérément au fénitrothion et légèrement au diuron. Un effet inattendu a été mis en évidence chez les flagellés hétérotrophes (organismes unicellulaires eucaryotes), fortement impactés par les deux herbicides (Leboulanger *et al.*, 2011b). Ces effets directs visibles sur chaque groupe fonctionnel d'organismes se sont accompagnés d'effets indirects par rétroaction *via* les relations trophiques (figure 4.24), en accord avec la théorie proposée par Rohr *et al.* (2006) qui souligne l'apport de l'écologie des communautés à la prévision des effets écotoxicologiques.

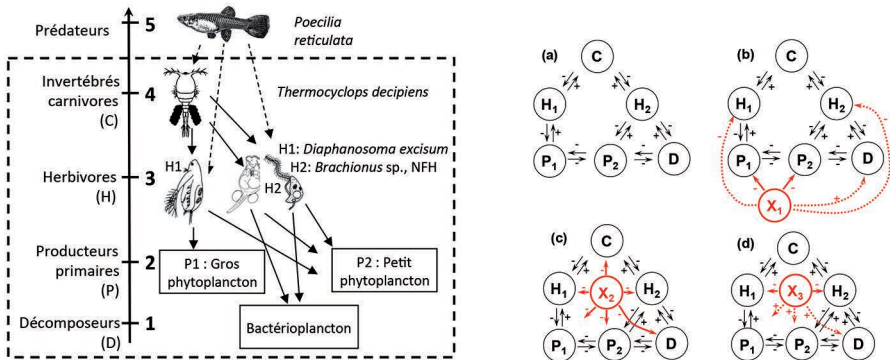


Figure 4.24. Représentation des différents niveaux trophiques étudiés en microcosmes (à gauche, entourés en pointillés) et schéma de leurs relations hors contamination (droite, figure a). Les trois pesticides étudiés ont agi soit directement (flèches pleines rouges) soit indirectement (flèches pointillées rouges) sur chaque type d'organisme planctonique. Le diuron (figure b, X1) agit directement en inhibant les producteurs primaires (P1 et P2) et indirectement en réduisant les ressources pour les consommateurs herbivores (H1 et H2) ou en les augmentant pour les décomposeurs (D). Le paraquat (figure c, X2) inhibe tous les compartiments biologiques identifiés. Le fénitrothion (figure d, X3) inhibe les consommateurs herbivores et favorise indirectement les producteurs et décomposeurs par relâchement de la pression de prédation. NFH : nanoflagellés hétérotrophes. D'après Leboulanger *et al.* (2011b).

Les résultats obtenus par Le Boulanger *et al.* (2010) ont montré la grande variabilité des réponses des micro-organismes aquatiques issus des écosystèmes tropicaux lors de leur exposition aux pesticides. Ces résultats ne permettent pas de conclure au caractère plus ou moins sensible des organismes tropicaux comparés à leurs équivalents de milieux tempérés, mais ont montré l'influence de la température sur la sensibilité du phytoplancton aux pesticides. Les méthodes et protocoles mis en œuvre ont permis d'évaluer l'impact des pesticides sur différentes communautés planctoniques et doivent permettre la collecte de données complémentaires dans un cadre à visée réglementaire. La définition de modèles biologiques et de protocoles d'évaluation standardisés avec, en particulier, une adaptation des protocoles aux conditions tropicales, apparaît nécessaire pour permettre une meilleure évaluation du risque lié aux pesticides sous ces latitudes.

Effets écotoxicologiques de mélanges herbicide/adjuvant

Les substances actives sont appliquées sous forme de produits commerciaux parfois constitués de plusieurs substances actives et contenant d'autres composants (adjuvants ou agents de formulation) dont la composition (huiles, dispersants, stabilisants, etc.) varie en fonction du type de substance active et des usages concernés. Les préparations phytosanitaires épandues sont donc des mélanges de molécules ; certains mélanges peuvent entraîner, par des mécanismes de synergie, des effets qui vont au-delà de la simple additivité, ce qui est parfois le but recherché. Par ailleurs, certains des adjuvants peuvent avoir une toxicité propre ou tout au moins perturber significativement certains processus biologiques et/ou écologiques (Dorn *et al.*, 1993). Or, la composition des produits commerciaux est couverte par le secret industriel. Comme le soulignait le rapport *Risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires* du Comité de la prévention et de la précaution (CPP-Medde, 2002), il existe très peu de données sur les effets toxiques et écotoxiques de ces mélanges, ainsi que sur ceux des co-formulants et adjuvants des pesticides. En particulier, les connaissances sur les effets propres de certains adjuvants et sur leur interaction avec la toxicité des substances actives sont fragmentaires et ne permettent pas de statuer sur le risque que présentent ces substances pour l'environnement.

Effets de mélanges herbicide/adjuvant chez des espèces de plancton et de macro-invertébrés

Lacroix *et al.* (2004) ont caractérisé l'impact d'un herbicide, le fomesafen, appliqué seul ou en mélange avec un adjuvant de formulation à base de nonylphénols polyéthoxylés, l'Agral® 90 (adjuvant tensioactif employé en agriculture avec le fomesafen), sur les milieux aquatiques. Dans ces milieux, les deux substances peuvent agir directement sur les organismes (toxicité du fomesafen pour les producteurs primaires, effet potentiel sur la synthèse des hémoprotéines chez les animaux, effet détergent des nonylphénols polyéthoxylés) et indirectement, par une modification des phénomènes de compétition et/ou de consommation au sein des communautés. Afin d'évaluer la part des effets directs et indirects des deux substances,

deux méthodes ont été combinées : l'utilisation de mésocosmes (figure 4.25) pour étudier les effets des pesticides au niveau communautaire (communautés de phytoplancton, zooplancton, macro-invertébrés benthiques) et des expérimentations de laboratoire pour évaluer la réponse individuelle de certaines espèces d'algues et d'invertébrés (*Lymnaea stagnalis*). Les résultats des tests de réponse individuelle d'espèces algales appartenant à différents groupes taxonomiques ont montré qu'il existe, au sein des taxons de micro-algues, une sensibilité différentielle vis-à-vis du fomesafen, les Chlorophycées⁴⁷ étant les plus sensibles, que ce soit en laboratoire ou dans les mésocosmes. Le fomesafen est ainsi susceptible d'inhiber de façon significative la croissance de l'espèce *Scenedesmus obliquus* (chlorophycée) ; en revanche, l'Agral® 90 ne présente pas de toxicité pour cette espèce et il n'existe pas d'interaction entre l'herbicide et l'adjuvant en ce qui concerne la toxicité. Comme de nombreuses espèces du genre *Scenedesmus*, *S. obliquus* présente la particularité de former des colonies (ou « cœnobes ») de 2, 4 ou 8 cellules selon les conditions environnementales. Les expériences ont mis en évidence un effet global négatif hautement significatif de l'exposition au fomesafen sur la taille des colonies de *S. obliquus* (et, de nouveau, l'absence d'effet significatif de l'Agral® 90). En outre, il a été mis en évidence un effet négatif significatif du fomesafen sur la résistance théorique de *S. obliquus* aux herbivores du zooplancton, leur vulnérabilité étant



Figure 4.25. Mésocosmes *outdoor*, plateforme expérimentale Inra de Rennes. Unité expérimentale d'écologie et d'écotoxicologie aquatique Inra, infrastructure nationale Anaee-France (© Inra).

47. Les Chlorophycées sont une classe de l'embranchement des Chlorophytes, qui comprend une partie de ce que l'on nomme communément les « algues vertes ».

inversement proportionnelle à la taille des colonies (Lürling, 2003). L'herbicide pourrait ainsi avoir des conséquences indirectes importantes sur les interactions producteurs primaires/herbivores au sein du plancton, en facilitant la consommation de certaines espèces d'algues coloniales par les herbivores ; ceci confirme qu'il ne suffit pas d'analyser l'inhibition de la croissance des populations algales pour appréhender correctement l'impact d'une substance toxique sur les organismes phytoplanctoniques.

L'analyse des réponses des communautés planctoniques n'a pas permis de mettre en évidence un effet du fomesafen aux niveaux taxonomiques les plus fins (espèce ou genre). Ceci est dû à l'importante variabilité intermésocosmes qui découle en grande partie du mode de constitution de ces systèmes. Si, d'un point de vue expérimental, cet élément peut être perçu comme un inconvénient, il n'en reste pas moins représentatif de l'hétérogénéité des milieux aquatiques et, en particulier, des milieux stagnants, qui s'observe à une échelle spatiale réduite.

Dans les mésocosmes témoins, les communautés phytoplanctoniques étaient dominées par les algues vertes (Chlorophytes) qui constituaient la ressource alimentaire principale de divers organismes du zooplancton.

En présence de fomesafen (figure 4.26), les algues vertes ont vu leur croissance légèrement inhibée (effet direct), alors que d'autres groupes algaux moins sensibles à l'herbicide – tels que les Cryptophycées⁴⁸, les Diatomées⁴⁹, les Cyanobactéries⁵⁰, les Dinophycées⁵¹ – ont montré une tendance à une augmentation d'abondance (effet indirect lié à l'inhibition de la croissance des Chlorophytes), la biomasse totale mesurée par la concentration en chlorophylle *a* restant constante. Des résultats similaires ont déjà été observés (DeNoyelles *et al.*, 1982 ; Goldsborough et Robinson, 1985 ; Gurney et Robinson, 1989 ; Hamilton *et al.*, 1988 ; Herman *et al.*, 1986 ; Kasai et Hanazato, 1995 ; Peichl *et al.*, 1985), en particulier une augmentation de l'abondance des Cryptophycées dans des mésocosmes contaminés par l'atrazine (DeNoyelles *et al.*, 1982 ; Hamilton *et al.*, 1989). Cette observation est à rapprocher du caractère mixotrophe de ces algues (Rachiq *et al.*, 2002 ; Tranvik *et al.*, 1989), qui leur permet d'utiliser de façon alternative diverses sources de carbone. Rien ne permet en revanche de mettre en relation le seul effet observé sur le zooplancton (augmentation de l'abondance des rotifères non pélagiques) avec la présence de fomesafen.

48. Les Cryptophycées sont une classe de l'embranchement des Cryptophytes.

49. Les Diatomées sont une classe de l'embranchement des Ochrophytes.

50. Les Cyanobactéries sont un embranchement de bactéries autrefois appelées « algues bleu-vert ».

51. Les Dinophycées sont une classe de l'embranchement des Dinophytes.

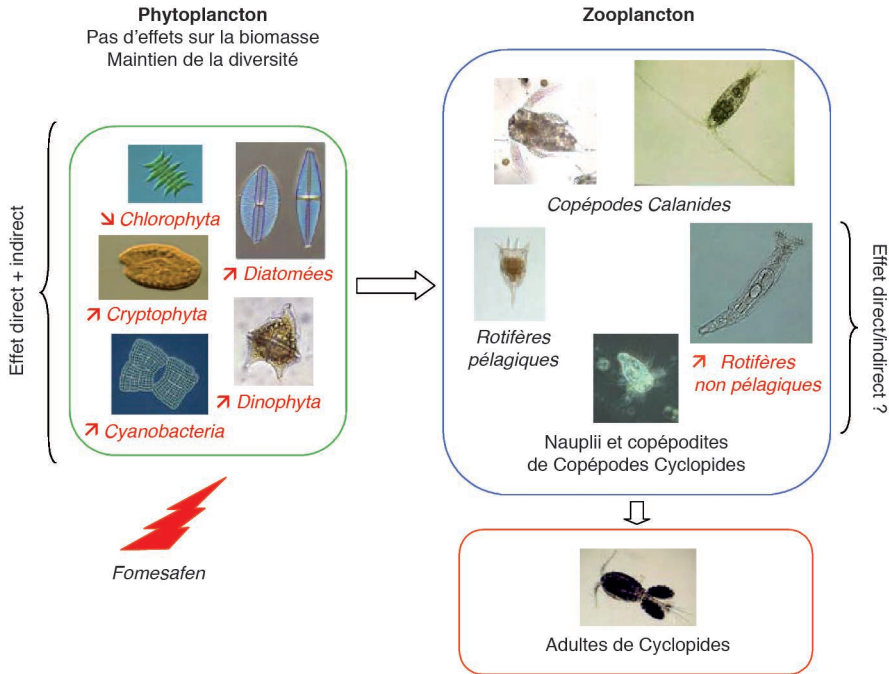


Figure 4.26. Fonctionnement théorique des communautés planctoniques des mésocosmes en présence de fomesafen (les flèches épaisses indiquent les relations trophiques, les flèches ascendantes une augmentation de l'abondance, les flèches descendantes une diminution de l'abondance) (Lacroix *et al.*, 2004).

En présence du mélange fomesafen + Agral® 90 (figure 4.27), les mêmes effets directs et indirects sur le phytoplancton ont été observés. Les copépodes Calanides, qui font partie du zooplacton, ont quant à eux été négativement affectés, en raison probablement d'une toxicité particulière de l'adjuvant pour ce groupe de crustacés (aucun effet n'a été observé avec le fomesafen seul). Cette diminution de l'abondance des Calanides a été accompagnée d'une augmentation de la densité des populations des autres herbivores du zooplankton (rotifères, nauplii⁵² et copépodites⁵³ de copépodes Cyclopidés).

Les résultats obtenus pour le phytoplancton avec les deux types de traitement montrent qu'en conditions oligomésotrophes la présence de certains xénobiotiques pourrait permettre un meilleur équilibre en termes de diversité taxonomique par rapport à des milieux non perturbés, en cohérence avec la théorie de la perturbation intermédiaire.

52. Le nauplius est le premier des stades larvaires.

53. Le stade copépodites est le stade de développement de la larve avant le stade adulte.

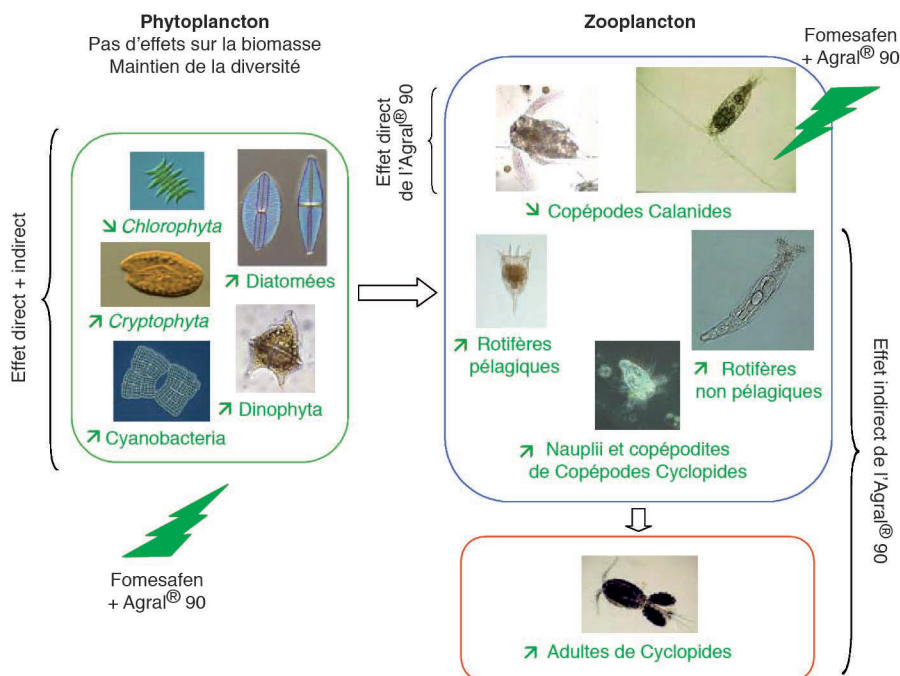


Figure 4.27. Fonctionnement théorique des communautés planctoniques des mésocosmes en présence du mélange fomesafen + Agral® 90 (les flèches épaisses indiquent les relations trophiques, les flèches ascendantes une augmentation de l'abondance, les flèches descendantes une diminution de l'abondance) (Lacroix *et al.*, 2004).

En ce qui concerne les communautés de macro-invertébrés, aucun effet significatif n'a été mis en évidence en mésocosmes, sans doute à cause de l'absence de toxicité du fomesafen pour les arthropodes. Une tendance à l'augmentation de l'abondance des larves de diptères *Chironominae* et des nymphes de diptères *Chironomidae* dans les mésocosmes contaminés par le mélange fomesafen + Agral® 90 est toutefois à noter après la fin de la période de contamination.

Chez les lymnées (des mollusques gastéropodes), le fomesafen a induit une altération des performances reproductives. La modification du devenir du fomesafen liée à la présence de l'Agral® 90 a atténué sensiblement les effets de l'herbicide sur les lymnées, vraisemblablement *via* une diminution de sa biodisponibilité.

Les résultats de Lacroix *et al.* (2004) ont montré qu'un mélange entre une substance active et un adjuvant peut avoir des effets écotoxicologiques différents de ceux de la substance active seule. Ces différences découlent à la fois des modifications du devenir de la substance active induites par l'adjuvant et de la toxicité propre de celui-ci. Les données obtenues plaident ainsi en faveur d'une évaluation du risque environnemental de niveau élevé (études en micro ou mésocosmes), qui soit effectuée dans les conditions les plus proches possibles de la pratique agricole, en intégrant les associations entre substances actives et adjuvants.

Effets de mélanges herbicide/adjuvant chez la lymnée et l'épinoche

Lagadic *et al.* (2007) ont conçu une expérimentation, s'inscrivant dans la continuité des résultats obtenus par Lacroix *et al.* (2004), pour caractériser d'une manière précoce les éléments de réponse des individus et des populations exposés à des mélanges herbicide-adjuvant. Les études ont porté sur deux espèces : un mollusque gastéropode, la lymnée, *Lymnaea stagnalis* (figure 4.28) et un poisson téléostéen, l'épinoche, *Gasterosteus aculeatus* (figure 4.29). Ces deux espèces sont considérées comme de bons modèles biologiques pour les investigations sur les effets des xénobiotiques sur diverses fonctions physiologiques (reproduction, croissance, comportement, etc.). Elles permettent également des études de populations et sont de ce fait d'un grand intérêt dans les démarches d'évaluation du risque écotoxicologique.



Figure 4.28. Lymnée des étangs, *Lymnaea stagnalis* (© Inra).

Deux systèmes expérimentaux, de complexité biologique différente, ont été mis en place en laboratoire :

- des bioessais monospécifiques, qui mettent en présence dans l'eau l'espèce modèle et les produits testés ; ces tests ont été réalisés sur de courtes périodes d'exposition (2 à 7 jours), afin de caractériser les réponses précoces ;
- des microcosmes (figure 4.30), qui représentent des systèmes complexes où les organismes peuvent interagir entre eux et avec le milieu, notamment les sédiments où peuvent par ailleurs se dérouler des processus de biodégradation des pesticides ; ces microcosmes ont permis des études à plus long terme (jusqu'à 31 jours) et la mise en place d'un scénario d'exposition répétée.



Figure 4.29. Épinoche, *Gasterosteus aculeatus* (© Maitre, Inra).



Figure 4.30. Microcosmes *indoor*, plateforme expérimentale Inra de Rennes. Unité expérimentale d'écologie et d'écotoxicologie aquatique Inra, infrastructure nationale Anaee-France (© Inra).

Les herbicides testés étaient le fomesafen et le diquat, dont l'emploi en agriculture requiert l'association avec un adjuvant tensioactif, l'Agral® 90. Le fomesafen et le diquat ont été appliqués soit seuls, soit en mélange avec l'Agral, pour tester l'influence de ce dernier sur le devenir et les effets des herbicides. L'Agral a par ailleurs été utilisé seul, de façon à déterminer sa toxicité propre et à caractériser les modalités de son interaction avec les deux herbicides. Pour les bioessais, une gamme de concentrations croissantes de chacun des produits a été testée ; pour les mélanges, un rapport des concentrations de 2,25 a été utilisé, correspondant à celui recommandé dans les conditions d'emploi en agriculture. Les effets sur les individus ont été évalués à partir de mesures de paramètres biochimiques (biomarqueurs) et physiologiques (traits d'histoire de vie caractérisant les performances des adultes en termes de croissance et de reproduction). Les effets sur les populations ont été, quant à eux, estimés sur la base des performances précoces de la descendance de géniteurs exposés aux xénobiotiques. Les variables biologiques suivies sont regroupées dans le tableau 4.5 ; pour les microcosmes, seuls les paramètres biologiques ayant montré des profils de réponses exploitables lors des tests monospécifiques ont été mesurés.

Les résultats des analyses chimiques montrent une bonne homogénéité des conditions d'exposition dans les tests monospécifiques, les concentrations en herbicides restant relativement stables durant les deux premiers jours qui suivent les traitements. Dans les microcosmes, la concentration en fomesafen se maintient sur les quinze premiers jours post-traitement. En revanche, la concentration du diquat en solution diminue très rapidement après 2 jours, ce qui laisse supposer un transfert rapide vers les sédiments, sans exclure toutefois une adsorption sur les parois des microcosmes. La présence de l'Agral ne modifie pas de façon notable le comportement des herbicides, mis à part dans le cas de la plus forte concentration en diquat, pour laquelle la présence de l'adjuvant aurait tendance à stabiliser la concentration de l'herbicide dans l'eau.

D'une manière générale, les réponses biochimiques et cellulaires restituent le mécanisme de toxicité de chacun des herbicides, caractérisé par la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO). La cascade d'événements initiée par les ERO a pu être plus ou moins bien reconstituée (figure 4.31), au travers de la mise en évidence d'altérations de la structure et de l'intégrité du système lysosomal⁵⁴, impliquant probablement des phénomènes de peroxydation lipidique. Ces altérations membranaires se traduiraient par des perturbations fonctionnelles, comme par exemple une inhibition de la phagocytose des hémocytes chez la lymnée. Dans le cas du diquat, l'exposition des lymnées pourrait être à l'origine d'un processus d'apoptose des hémocytes, qui toucherait 20 % des cellules pour la concentration la plus forte testée (222,2 µg/L). La prise en charge des ERO par les systèmes anti-oxydants s'est révélée plus efficace chez les épinoches que chez les lymnées.

54. Les lysosomes sont des organites cellulaires présents dans les cellules animales, effectuant la digestion intracellulaire.

Tableau 4.5. Variables biologiques retenues pour évaluer les effets des produits sur la lymnée des étangs (*L. stagnalis*) et l'épinoche (*G. aculeatus*) (Lagadic *et al.*, 2007).

	Lymnée	Épinoche
Systèmes de défense		
Monooxygénases à cytochrome P450 (EROD/PROD)*	x	x
Glutathion S-transférases (GST)*	x	x
Glutathion réduit/glutathion oxydé (GSH/GSSG)*	x	x
Glutathion peroxydase (GPx)*	x	x
Indicateurs de lipoperoxydation*	x	x
Glutathion réductase (GR)*	x	
Catalase*	x	
Production de ROS par les hémocytes*	x	
Caractéristiques du système lysosomal*	x	
Activité phagocytaire des hémocytes	x	
Apoptose des hémocytes	x	
Paramètres de régulation de la reproduction		
Taux de stéroïdes sexuels (testostérone, estradiol)	x	x
Taux de glycogène	x	
Activité glycogène-phosphorylase	x	
Histologie de la gonade	x	
Taux de vitellogénine plasmatique*		x
Indicateurs d'état physiologique		
Indice de condition	x	x
Indices hépato et gonadosomatique	x	x
Traits d'histoire de vie		
Croissance	x	
Fécondité*	x	
Taux de développement des embryons	x	
Taux d'éclosion des œufs	x	

*Variable mesurée à la fois dans les tests monospécifiques et en microcosmes.

Chez les épinoches, une induction des activités glutathion-peroxydase et glutathion S-transférase et une diminution de la concentration en glutathion notamment en présence de fomesafen et du mélange fomesafen-Agral ont été observées. Chez les lymnées, seule l'activité glutathion-réductase s'est révélée sensible à certains des produits testés.

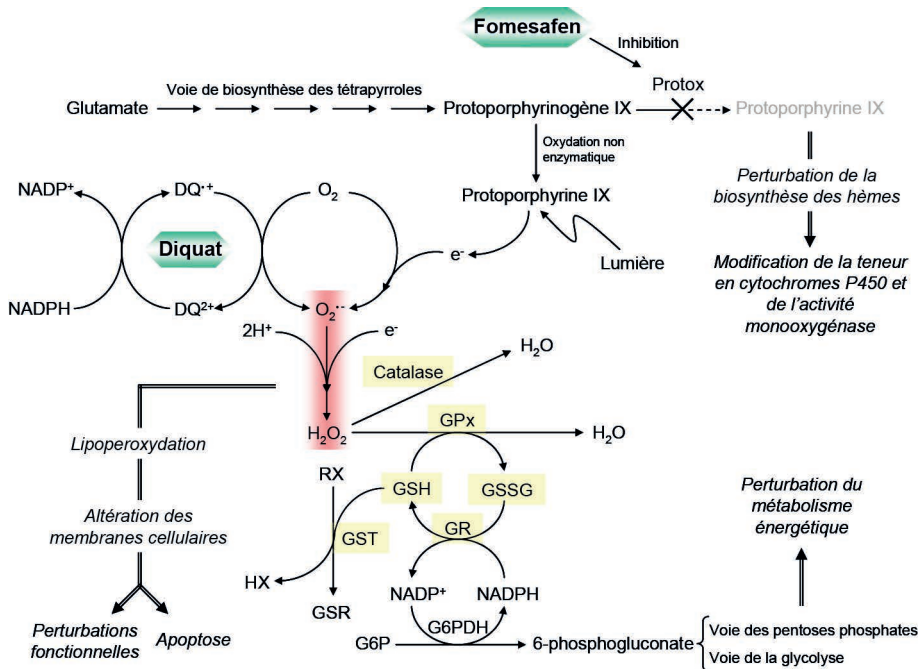


Figure 4.31. Représentation schématique des mécanismes par lesquels le diquat et le fomesafen peuvent agir à l'échelle cellulaire. Pour les deux herbicides, la toxicité est médiée par les espèces réactives de l'oxygène (ERO) (en rouge) (Lagadic *et al.*, 2007).

Le fomesafen inhibe la protoporphyrinogène-oxydase (Protoc), dernière enzyme de la voie de biosynthèse des hèmes, ce qui conduit à l'accumulation de protoporphyrinogène IX oxydé de façon non enzymatique en protoporphyrine IX, laquelle produit, sous l'action de la lumière, des espèces radicalaires de l'oxygène. Le diquat (DQ⁺) est transformé, par addition d'un électron célibataire, en radical réactif (DQ²⁺) qui réagit avec l'oxygène moléculaire pour former un anion superoxyde (O₂⁻). Les ERO sont à l'origine de dommages sur de nombreux constituants protéiques et lipidiques des cellules, notamment au niveau des membranes avec, pour conséquence, des perturbations fonctionnelles et des processus chimio-induits de mort cellulaire. Afin d'évaluer ces dommages, la lipoperoxydation, l'intégrité des membranes lysosomales, l'activité phagocytaire et l'apoptose ont été étudiées chez les organismes modèles. Les ERO produites sont prises en charge par des systèmes anti-oxydants, dont certains (en jaune) ont été étudiés par Lagadic *et al.* (2007) : la catalase, la glutathion peroxydase (GPx), la glutathion réductase (GR) et le glutathion (GSH/GSSG) qui module l'activité glutathion S-transférase (GST) impliquée par ailleurs dans les réactions de conjugaison des xénobiotiques (RX), notamment avec le glutathion (GSR). L'ensemble des réactions est étroitement lié au métabolisme énergétique dont la perturbation peut se répercuter sur les performances des individus, notamment en termes de croissance et de reproduction. NADP⁺ et NADPH sont respectivement les formes oxydée et réduite du nicotinamide adénine dinucléotide phosphate ; G6P désigne le glucose-6-phosphate et G6PDH la glucose-6-phosphate déshydrogénase ; HX est le dérivé hydroxylé qui résulte de la conjugaison de RX au glutathion (GSH).

Un effet négatif global avec altérations des traits d'histoire de vie des géniteurs et de traits de vie précoces de leur descendance a été mis en évidence chez la lymnée à la plus forte concentration en diquat et en mélange diquat-Agral. Cet effet se manifeste sur la croissance des adultes, la fécondité (nombre d'œufs produits par individu), la durée du développement embryonnaire et le taux d'éclosion des œufs.

Dans les conditions de l'expérience, le fomesafen, seul ou en mélange avec l'Agral, ne montre, quant à lui, aucun effet sur la croissance des adultes ou sur la fécondité. Afin d'essayer de mieux comprendre l'origine des effets de fortes concentrations en diquat et en mélange diquat-Agral, deux analyses complémentaires ont été réalisées :

- une analyse histologique de l'ovotestis (glande génitale), qui a révélé une sorte de « féminisation » des acini⁵⁵ gonadiques ;
- la mesure de l'état des réserves énergétiques stockées sous forme de glycogène, la quantité d'énergie disponible étant étroitement liée aux performances des géniteurs ; l'absence d'effet du fomesafen sur ces réserves énergétiques est apparue cohérente avec le fait que ni la croissance, ni la fécondité n'ont été affectées par cet herbicide ; en revanche, l'absence de variations du taux de glycogène et de l'activité glycogène-phosphorylase ne reflète pas les effets du diquat et du mélange diquat-Agral observés sur les performances des géniteurs.

Lagadic *et al.* (2007) ont confirmé qu'un adjuvant peut modifier les effets induits par la substance active. Ainsi, en dépit de l'absence d'effet marqué de l'Agral sur le comportement du fomesafen et du diquat dans le milieu d'exposition, l'adjuvant a modifié les effets induits par l'herbicide seul (en particulier le diquat), en agissant, dans la plupart des cas, sur l'amplitude de la réponse. Il est apparu que, pour les paramètres étudiés chez la lymnée et l'épinoche, l'hypothèse d'additivité, couramment admise, n'a été que rarement vérifiée. Dans certains cas, la présence de l'adjuvant s'est traduite par une diminution de l'effet induit par l'herbicide seul. À l'inverse, l'adjuvant a pu amplifier les effets des herbicides. L'analyse détaillée des effets interactifs entre herbicides et adjuvant a cependant été rendue difficile, car les modèles classiques d'étude des interactions entre substances toxiques utilisent des critères de toxicité létale. La prise en compte des effets sublétaux dans l'analyse des interactions entre substances xénobiotiques devrait conduire à développer des méthodes alternatives permettant, dans la procédure d'évaluation des risques de ce type de mélanges, d'évaluer leurs interactions.

Les résultats de Lacroix *et al.* (2004) et Lagadic *et al.* (2007) ont permis de fournir des recommandations relatives aux conditions à mettre en œuvre pour étudier les effets des pesticides.

S'il s'agit d'étudier les mécanismes de toxicité *in vivo*, il apparaît judicieux d'optimiser les conditions d'exposition des organismes et de choisir des critères d'observation qui permettent de caractériser les réponses à l'échelle moléculaire. Les outils de la toxicogénomique peuvent se révéler particulièrement efficaces dans ce type de démarche. En dépit des connaissances disponibles sur les propriétés physico-chimiques des pesticides et leur devenir dans l'environnement, le comportement d'une substance active dans le milieu d'exposition est difficilement prévisible, surtout lorsqu'elle est mélangée à d'autres substances

55. Les acini sont des éléments constitutifs des glandes.

xénobiotiques ; le recours à l'analyse chimique reste donc indispensable pour caractériser l'exposition des organismes et la mettre en relation avec les effets à différents niveaux d'organisation biologique.

S'il s'agit d'évaluer le risque écotoxicologique d'un pesticide, qu'il soit seul ou en mélange, la priorité doit être donnée non plus à la connaissance détaillée du mode d'action du (ou des) composé(s), mais plutôt à la caractérisation des effets globaux, en combinant des tests d'écotoxicité standardisés et des études en mésocosmes, dans des conditions proches de la réalité. La complexité des conditions d'exposition a pour effet de tamponner les réponses des biomarqueurs, pouvant traduire une atténuation des effets physiologiques des produits testés. L'utilisation d'un plus grand volume d'eau, la présence de sédiments et de plantes et l'introduction de dispositifs de maintien et/ou de prélèvement des organismes peuvent expliquer cet « effet tampon » dans la mesure où ce sont autant de facteurs susceptibles d'affecter la biodisponibilité des substances actives. Il n'est pas pour autant inutile de réaliser des mesures (notamment biochimiques) à l'échelle infra-individuelle sur certaines des espèces maintenues dans ces systèmes. En effet, les mesures de biomarqueurs peuvent apporter des informations sur la toxicité *in situ* des substances actives étudiées, permettant d'établir ensuite des relations avec des effets sur les performances individuelles (croissance et reproduction) et sur le devenir des populations dont le maintien n'est possible que dans des systèmes de type micro ou mésocosmes. L'intérêt des microcosmes *indoor* est mis en question, au regard de l'investissement que nécessite leur mise en œuvre. Plus complexes que les tests monospécifiques, ils n'atteignent pas le niveau de réalisme des mésocosmes et restent peu informatifs du point de vue de l'évaluation du risque écotoxicologique. En revanche, en tant qu'outils de recherche, leur combinaison avec des tests monospécifiques permet d'obtenir des informations directement exploitables pour le développement et la calibration de modèles permettant de progresser dans l'évaluation des effets des pesticides.

Effets écotoxicologiques de pesticides associés à différents itinéraires techniques agricoles

En dépit des avancées réalisées dans le domaine de l'évaluation des risques des pesticides pour les milieux aquatiques, de nombreuses incertitudes subsistent. C'est le cas de la caractérisation spatiale et temporelle de l'exposition des organismes ou des effets résultant d'expositions multiples et variables dans le temps. Lagadic *et al.* (2011) ont étudié les risques engendrés par les pesticides sur des communautés d'organismes aquatiques dans des conditions réalistes d'exposition, prenant en compte à la fois la diversité des substances actives et les périodes d'application des pesticides entrant dans les itinéraires techniques préconisés pour la lutte contre les bioagresseurs lors d'une rotation triennale pois-blé-colza.

Deux itinéraires techniques ont été retenus pour le blé et deux pour le colza, correspondant d'une part à une conduite de culture dite « conventionnelle » et d'autre part à une stratégie qualifiée de « bas intrants pesticides ». Cette dernière

repose à la fois sur la réduction du nombre de traitements, sur la diminution de la dose d'emploi de certaines substances et sur la substitution de substances actives (figures 4.32 et 4.33). L'itinéraire technique « conventionnel » de la succession blé-colza nécessite dix traitements de produits phytosanitaires tandis que l'itinéraire technique « bas intrants pesticides » n'en nécessite que six. L'itinéraire « conventionnel » implique l'application de seize substances actives (correspondant à des IFT de 7,16 et 6,14 pour le blé et le colza, respectivement), tandis que l'itinéraire « bas intrants pesticides » se limite à douze substances actives (correspondant à des IFT de 3 et 3,64 pour le blé et le colza, respectivement). Huit de ces molécules sont communes aux deux itinéraires techniques.

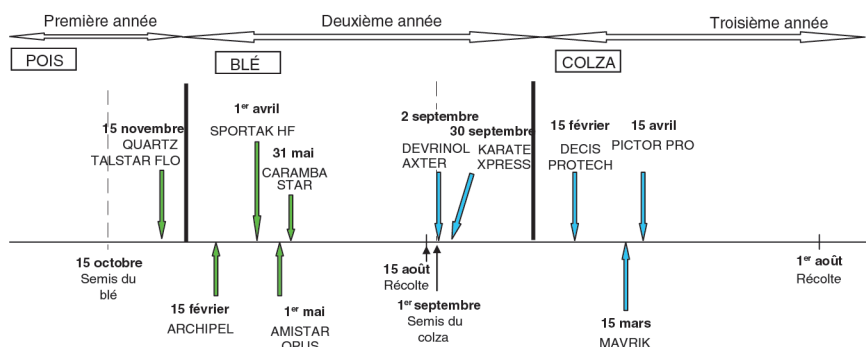


Figure 4.32. Itinéraire technique « conventionnel » montrant les dates d'application des différents produits phytosanitaires sur le blé (flèches vertes) et le colza (flèches bleues) (Lagadic *et al.*, 2011).

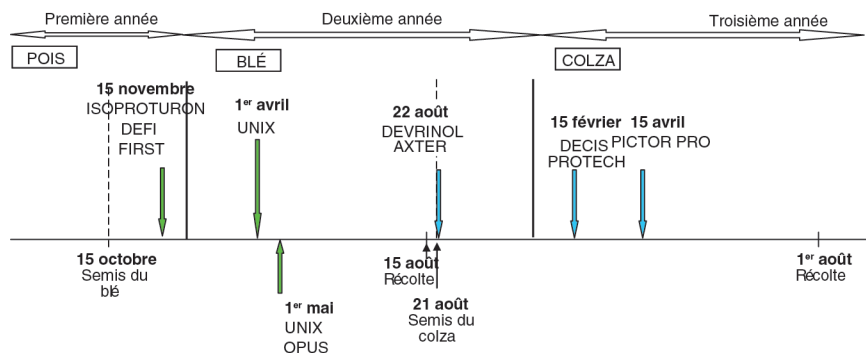


Figure 4.33. Itinéraire technique « bas intrants pesticides » montrant les dates d'application des différents produits phytosanitaires sur le blé (flèches vertes) et le colza (flèches bleues) (Lagadic *et al.*, 2011).

Deux scénarios agropédoclimatiques ont été définis : l'ouest de la France (site de La Jaillière) et l'est du Bassin parisien (site de la Brie). Par des travaux de modélisation, Lagadic *et al.* (2011) ont estimé les concentrations journalières et les flux de pesticides susceptibles de rejoindre les eaux de surface par drainage, ruissellement et dérive de pulvérisation, pour les deux itinéraires techniques et pour une succes-

sion de trois années climatiques moyennes. Les modèles utilisés sont MACRO (Jarvis, 1995 ; Larsbo et Jarvis, 2003) pour le drainage et *Pesticide Root Zone Model* PRZM (Carsel *et al.*, 1984) pour le ruissellement, tous deux utilisés dans le cadre de l'homologation des pesticides au niveau européen. Les courbes de Ganzelmeier (Ganzelmeier *et al.*, 1995), utilisées aussi au niveau européen, ont été mobilisées pour le calcul de la dérive.

Par des expérimentations en mésocosmes utilisant les concentrations en substances actives prévues par les modèles de transferts, Lagadic *et al.* (2011) ont regardé si la mise en place d'une stratégie de type « bas intrants pesticides » permettait de réduire les effets de pesticides sur les communautés de micro-algues et d'invertébrés. L'étude écotoxicologique a été réalisée dans seize mésocosmes dont douze ont été contaminés avec des préparations commerciales lorsqu'il s'agissait d'apports par dérive et avec des substances actives pures lorsque les apports étaient issus du drainage et du ruissellement (trois réplicats pour chaque combinaison d'itinéraire technique/climat ont été effectués). La dynamique dans l'eau des substances actives et, pour certaines d'entre elles, de leurs métabolites principaux, a été suivie de façon hebdomadaire pendant les deux années d'expérimentation. Le suivi en continu des effets des traitements sur les communautés de micro-algues et d'invertébrés des mésocosmes s'est fondé à la fois sur des critères structurels classiques (abondance des taxons de phytoplancton, zooplancton, macro-invertébrés, biomasse du périphyton) et sur l'évaluation de la fonctionnalité écologique des systèmes expérimentaux. Celle-ci repose sur la dynamique de la dégradation de la litière d'aune introduite dans deux types de pochettes, à grandes mailles et à mailles fines. Dans le premier type de pochettes, la dégradation de la litière est supposée être liée à la fois à l'action des macro-invertébrés détritivores et des micro-organismes, tandis que dans le second type, la dégradation est supposée uniquement liée aux micro-organismes. L'analyse des pochettes a ensuite permis d'estimer la vitesse de fragmentation des feuilles et la biomasse fongique (par quantification de l'ergostérol) et de récupérer les macro-invertébrés pour dénombrement et identification.

La comparaison des concentrations mesurées dans l'eau des mésocosmes avec des valeurs de référence de toxicité aiguë pour les micro-algues ou pour *Daphnia magna* (une daphnie) a permis d'identifier les substances présentant les risques écotoxicologiques les plus importants. Pour les producteurs primaires (micro-algues), il s'agit logiquement de certains herbicides : isoproturon, diflufenican et diméthachlore pour tous les itinéraires, avec en outre le prosulfocarbe pour la stratégie « bas intrants pesticides ». Pour les invertébrés, ce sont les insecticides pyrétrinoïdes qui apparaissent comme étant les plus écotoxiques, quel que soit l'itinéraire technique considéré. De plus, dans le cas des itinéraires « bas intrants pesticides », le fongicide cyprodinil présente aussi des valeurs de concentrations susceptibles d'être à l'origine d'un effet négatif sur les macro-invertébrés. Dans les mésocosmes, les effets directs des traitements sur le phytoplancton et le périphyton ont été de très faible amplitude, sans doute à cause, d'une part, d'apports les plus importants d'herbicide en automne, saison où la multiplication des micro-algues n'est pas très active et, d'autre part, car les systèmes expérimentaux présentaient une faible disponibilité en nutriments dans l'eau. Des effets indirects ont en revanche

été observés au printemps dans les mésocosmes exposés aux itinéraires techniques « bas intrants pesticides », avec notamment une augmentation temporaire de la biomasse phytoplanctonique ; ceci découle vraisemblablement d'une diminution de l'abondance de nombreux invertébrés en réponse à la présence de cyprodinil.

Tous les traitements insecticides ont eu un impact négatif sur l'abondance des arthropodes, qu'il s'agisse d'espèces planctoniques ou benthiques. Les crustacés isopodes (aselles) et amphipodes (gammare) ont été les plus affectés, indépendamment du type d'itinéraire technique. D'autres groupes, comme les rotifères par exemple, ont bénéficié de la réduction de l'abondance de ces arthropodes. De même, dans les mésocosmes exposés au cyprodinil (itinéraire « bas intrants pesticides »), un effet positif indirect des traitements sur l'abondance des larves de chironomes de différentes sous-familles a été observé, en relation avec la réduction de l'abondance d'autres espèces d'invertébrés. D'un point de vue fonctionnel, tous les traitements ont eu un impact négatif sur la fragmentation de la litière, en raison d'une diminution durable de l'abondance des invertébrés fragmenteurs (aselles et gammare notamment).

Bien que l'impact des traitements ait été observé plus tôt dans les mésocosmes utilisés pour l'évaluation de l'itinéraire technique « conventionnel », la conduite de culture dite « bas intrants pesticides » s'est également traduite par des effets significatifs sur la structure des différentes communautés et sur le processus écologique de fragmentation de la litière. Dans le cas de l'itinéraire technique du blé, ce sont respectivement la bifenthrine (itinéraire « conventionnel ») et le cyprodinil (itinéraire « bas intrants pesticides ») qui ont entraîné l'essentiel des effets ; pour les deux types d'itinéraire technique dans le cas du colza, les impacts sont à mettre en relation avec l'exposition aux insecticides pyréthrinoïdes. Ceci amène à conclure que la mise en œuvre d'itinéraires techniques destinés à minimiser l'impact environnemental nécessite certains réaménagements en ce qui concerne l'utilisation d'insecticides et la mise en œuvre d'une substitution de substances dans le cas des fongicides.

Les résultats de Lagadic *et al.* (2011) ont permis de comparer différents scénarios d'exposition des eaux de surface représentatifs des systèmes drainés français, selon les itinéraires de protection phytosanitaire mis en œuvre. Il apparaît que les itinéraires techniques « bas intrants pesticides », tels qu'ils ont été conçus dans ces travaux, ne donnent pas encore entière satisfaction en termes de réduction des impacts sur les milieux aquatiques. Ils restent toutefois préférables aux itinéraires « conventionnels » dans la mesure où, du fait de la réduction des concentrations et du nombre de passages au champ, ils permettent de diminuer l'exposition de l'applicateur, le nombre de substances introduites dans l'environnement et les quantités de substances actives susceptibles de contaminer les milieux aquatiques. Pour minimiser leurs impacts, Lagadic *et al.* (2011) suggèrent de substituer aux pyréthrinoïdes des substances moins toxiques pour les invertébrés aquatiques. Sur un plan plus général, ces travaux ont mis en évidence la nécessité d'évaluer les impacts environnementaux des pratiques de protection des cultures en couplant modélisation du devenir des pesticides et approches expérimentales en écotoxicologie.

Conclusion : effets sur les écosystèmes dulcicoles

Les travaux menés dans le cadre du programme Pesticides en milieu dulcicole ont fourni de nombreuses pistes méthodologiques permettant de progresser dans l'évaluation de l'écotoxicité des pesticides. Ils ont tout d'abord montré l'intérêt des micro-organismes – micro-algues en particulier – en tant qu'indicateurs de pression de pollution ; le PICT constitue en ce sens un véritable outil d'évaluation écotoxicologique, applicable *in situ*. Ils ont également permis de collecter des données utiles pour adapter les tests d'écotoxicité aux conditions tropicales. Ensuite, ils ont mis en évidence les impacts écotoxicologiques possibles des adjuvants aux herbicides et par conséquent l'importance de leur prise en compte dans les procédures d'évaluation des pesticides, par l'utilisation complémentaire de tests d'écotoxicité standardisés et de mésocosmes *outdoor*. Enfin, ils ont montré l'intérêt de coupler modélisation et approches expérimentales pour évaluer les impacts écotoxicologiques de différents itinéraires techniques agricoles.

Effets des pesticides sur les organismes et les écosystèmes marins

Les effets des pesticides sur le milieu marin (Arzul et Quiniou, 2014) ont été abordés dans le programme Pesticides à travers deux approches :

- une évaluation des impacts sur le phytoplancton de zones estuariennes et côtières bretonnes polluées ou non (Durand *et al.*, 2007) ;
- des recherches sur la mise au point de tests d'écotoxicité adaptés au contexte tropical, à partir d'espèces présentes dans les récifs coralliens de La Réunion (Turquet *et al.*, 2010).

Effets des pesticides sur l'environnement marin breton

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau, en Bretagne, montrent une contamination chronique de nombreuses rivières par les pesticides. L'arrivée des eaux douces en estuaires et leur dilution dans les eaux côtières contribuent à la dispersion des pesticides dans l'environnement marin et à leur rencontre avec des organismes non cibles parmi lesquels les micro-algues et les cyanobactéries. Considérant l'abondance des eaux de ruissellement en Bretagne, la richesse des eaux côtières et l'importance des organismes phytoplanctoniques comme premier maillon de la chaîne alimentaire, Durand *et al.* (2007) ont déterminé l'impact des pesticides sur ces derniers, depuis l'échelle cellulaire jusqu'aux communautés, en particulier pour les espèces qui posent des problèmes de contamination des coquillages marins.

Le choix des pesticides a été réalisé sur la base des données disponibles au niveau local⁵⁶, de façon à ce qu'ils soient représentatifs d'un risque potentiel :

- soit en raison de leur utilisation croissante au vu de l'interdiction de l'atrazine et des orientations des préconisations pour une substitution ;

56. Données issues de l'ancienne Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (Ddass), de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, de la Cellule d'orientation régionale pour la protection des eaux contre les pesticides (Corpep) Région Bretagne, du contrat de baie de la rade de Brest et du contrat de baie de Morlaix.

- soit parce qu'ils ont été retrouvés dans les eaux ;
- soit à cause de leur toxicité et de leur probable bioaccumulation.

Ils ont ainsi été sélectionnés dans des familles chimiques différentes, présentant un risque potentiel pour le phytoplancton : le nicosulfuron, la sulcotrione, la diméthénamide, la bentazone, le glyphosate (herbicides), l'époxiconazole (fongicide) et le chlorpyrifos-éthyl (insecticide), tous d'usage principalement agricole.

Les objectifs de Durand *et al.* (2007) étaient de déterminer les concentrations en pesticides tolérées par les organismes marins, de les comparer aux valeurs trouvées *in situ* et d'en analyser les effets sur les assemblages phytoplanctoniques. Les études ont à la fois porté sur des souches pures, sur des communautés phytoplanctoniques naturelles prélevées et sur des microcosmes *in situ* contenant des communautés naturelles. Les sites retenus pour les prélèvements étaient les suivants (figure 4.34) :

- les îles des Glénan, considérées comme non impactées par les pesticides agricoles ;
- l'estuaire de la Penzé, recevant des eaux drainant une zone à forte activité agricole ;
- l'estuaire de l'Élorn, débouchant dans la rade de Brest et dont le bassin-versant présente à la fois des zones urbaines et agricoles ;
- l'estuaire du Bélon, concerné par des activités de tourisme, conchyliculture, agriculture, nautisme.

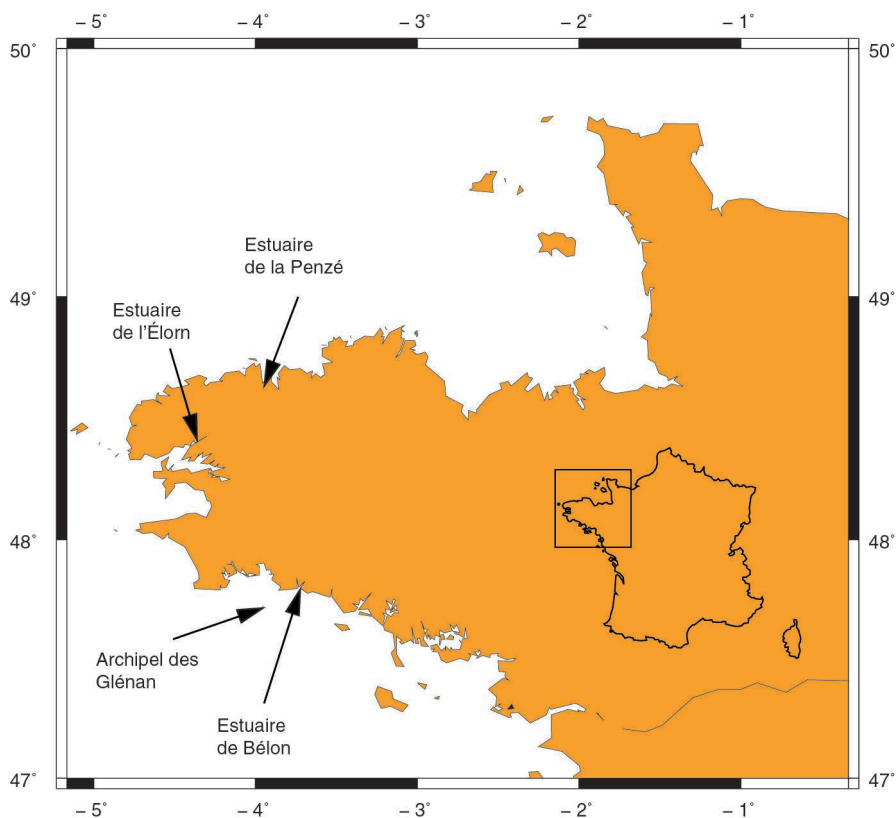


Figure 4.34. Situation géographique des sites de prélèvement (Arzul et Quiniou, 2014).

Les analyses de pesticides réalisées en différentes zones ont montré que les pesticides étudiés n'étaient pas détectés aux mêmes concentrations. Les plus élevées concernaient les herbicides nicosulfuron (0,125 µg/L), diméthénamide (0,105 µg/L) et bentazone (0,200 µg/L).

Réponses des communautés phytoplanctoniques naturelles

Pour étudier l'impact des différents pesticides sur le phytoplancton marin, des bioessais ont été effectués en laboratoire sur des communautés phytoplanctoniques naturelles prélevées dans les quatre sites sélectionnés (Durand *et al.*, 2007). Ces bioessais ont concerné l'action du nicosulfuron, de la diméthénamide, de la bentazone, d'un mélange nicosulfuron/bentazone, de l'époxiconazole et du chlorpyrifos-éthyl sur la croissance des principales espèces de diatomées et de dinoflagellés présentes dans le milieu.

Les mesures de production primaire chez les communautés naturelles des quatre sites sélectionnés ont montré des réponses différentes à la contamination aiguë par les pesticides. Dans certains cas, la réponse des espèces aux apports de pesticides a été constante tout au long de l'exposition ; l'effet s'est alors traduit par une variation identique de deux paramètres biologiques : le taux de croissance et la densité cellulaire maximale. La diminution simultanée de ces deux paramètres induit une forte perte de biomasse : le cas le plus significatif est celui de l'impact du nicosulfuron sur les diatomées de grande taille. Inversement, l'augmentation du taux de croissance et de la densité cellulaire maximale traduit une stimulation de la population : le cas le plus représentatif étant la forte stimulation du développement du dinoflagellé *Alexandrium minutum* sous l'effet du nicosulfuron, de la sulcotrione et de la bentazone. La stimulation de croissance de *Pseudonitzschia delicatissima* en présence de pesticides a également été signalée dans les eaux de Bélon en présence d'ajouts de bentazone et de nicosulfuron. Dans d'autres cas, les réponses peuvent être transitoires avec dans un premier temps une diminution ou une augmentation du taux de croissance (action à court terme), suivie respectivement d'une augmentation ou d'une diminution de la densité cellulaire maximale. Ainsi, selon la durée de l'exposition, l'impact d'un pesticide sur une espèce donnée peut paraître contradictoire. Par ailleurs, une relation a pu être établie entre les concentrations cumulées en pesticides dans le milieu naturel et la tolérance des communautés phytoplanctoniques aux pesticides (évaluée par des mesures de production primaire) : la contamination chronique entraîne une plus grande tolérance des espèces phytoplanctoniques (validation du principe du PICT).

En complément des bioessais en laboratoire, des expériences ont été réalisées en microcosmes *in situ* (de la Broise et Stachowski-Haberkorn, 2012 ; Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2008, 2009) (figure 4.35). Les modifications de la communauté de micro-algues et de bactéries sous l'effet des pesticides ont été recherchées par trois méthodes : analyse des profils pigmentaires, comparaison des empreintes moléculaires et cytométrie en flux. Parmi les quatre herbicides testés en formulation commerciale, trois (Basamaïs® (bentazone), Round-up® (glyphosate) et Frontière® (diméthénamide)) provoquent une modification de la communauté



Figure 4.35. (a) Mise en place de la structure sur laquelle sont fixés les microcosmes (© Stachowski-Haberkorn, Ifremer) ; (b) Vue sous-marine des microcosmes fixés à la structure immergée *in situ* (© Stachowski-Haberkorn, Ifremer). Protocole adapté d'après de la Broise et Palenik (2007).

microplanctonique, perceptible dès 1 µg/L de substance active. Plus inattendu, le fongicide Opus® (époxyconazole) conduit à des perturbations de la flore dès 1 µg/L de substance active : des effets physiologiques (modification des proportions de pigments par cellule), des différences de sensibilité (modification des proportions relatives des populations) et des modifications de la concentration totale de la flore phytoplanctonique ont été observés.

Certains groupes – en particulier les Prasinophycées, les Prymnesiophycées et les Cyanophycées – sont particulièrement impactés, à la hausse ou à la baisse, et mériteraient des études spécifiques. Les augmentations de densité cellulaire des populations observées pour certaines espèces pourraient être liées à des mécanismes indirects : diminution de populations compétitrices ou de prédateurs. Ces effets ont été constatés à des concentrations représentatives des concentrations maximales détectées en milieu côtier et estuarien (lors des périodes de fort rejet). Ce travail a montré que la détection d'une perturbation significative du milieu est dépendante des méthodes d'expérimentation et d'analyse utilisées. Cela met en lumière la nécessité de réexaminer la notion de seuil sans effet (NOEC) et son utilisation en analyse des risques (Stachowski-Haberkorn, 2008 ; Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2009).

Réponses des micro-algues en cultures monospécifiques

Les effets d'un pesticide sur différentes espèces d'algues ont été déterminés grâce à des bioessais sur deux espèces phytoplanctoniques, en cultures monospécifiques : la diatomée *Chaetoceros gracilis* (4-6 µm) et le dinoflagellé *Alexandrium minutum* (20-30 µm). Les pesticides utilisés et leurs formulations sont :

- quatre herbicides : bentazone (Basamaïs®), nicosulfuron (Milagro®), sulcotrione (Mikado®) et diméthénamide (Frontière®) ;
- un fongicide : époxyconazole (Opus®) ;
- un insecticide : chlorpyrifos-éthyl (Dursban®).

Les CE₅₀ ainsi obtenues ont pu être comparées avec celles de la littérature⁵⁷ pour les organismes d'eau douce (tableau 4.6) :

- l'herbicide bentazone s'est révélé moins toxique pour la micro-algue d'eau douce *Chlorella fusca* que pour l'espèce marine *A. minutum* ;
- le nicosulfuron n'a pas présenté d'effet sur la croissance des espèces marines étudiées, dans les conditions des expériences, alors qu'il s'est montré toxique pour l'espèce dulcicole *Scenedesmus suspicatus* ;
- la sulcotrione a été classée la plus toxique pour l'espèce d'eau douce testée et *C. gracilis* que pour *A. minutum* ;
- d'une façon générale, la diméthénamide s'est révélée dix fois moins inhibitrice pour les espèces marines que pour *S. suspicatus* ;
- le fongicide époxyconazole s'est montré légèrement moins toxique pour *A. minutum* que pour *C. gracilis* et *Ankistrodesmus bibrianus* ;

57. Base de données Agritox sur les substances actives phytopharmaceutiques. <http://www.agritox.anses.fr/php/fiches.php> (consulté le 21 mai 2014).

- l'insecticide chlorpyrifos-éthyl, quant à lui, à été déterminé toxique pour *A. minutum* et sans effet sur la croissance de *C. gracilis* ;
- en se fondant sur les CE₅₀, le pesticide le plus toxique, tant en eau douce qu'en eau marine, était la diméthénamide et le mieux toléré la bentazone.

En transformant les CE₅₀ calculées en unités toxiques aiguës (selon la formule 100/CE₅₀, d'après US EPA, 1993), Durand *et al.* (2007) ont pu comparer la différence de toxicité entre solutions pures et formulations. Globalement, il apparaît que les substances actives herbicides en formulation étaient plus toxiques qu'en solution pure, à l'exception du Frontière®, formulation de la diméthénamide. La bentazone en formulation Basamaïs® s'est montrée particulièrement toxique vis-à-vis de la diatomée *C. gracilis*. Le dinoflagellé *A. minutum* était plus sensible au Milagro® et au Mikado® qu'au nicosulfuron et à la sulcotrione respectivement. De même, le fongicide et l'insecticide en formulation, respectivement Opus® et Dursban®, étaient plus toxiques que les solutions pures. La toxicité du fongicide pour la diatomée est apparue dix fois plus élevée que celle des herbicides. Les adjuvants des formulations commerciales semblent donc jouer un rôle important de cofacteur dans l'action des substances actives. Ce résultat peut s'expliquer par le fait qu'ils favorisent la pénétration de la substance active ou son transport jusqu'au site intracellulaire approprié. Il en résulte une échelle de toxicité très différente entre les substances pures et les substances appliquées en formulation, ces dernières étant les plus toxiques.

Tableau 4.6. Comparaison des CE₅₀ en mg/L mesurées pour la diatomée *Chaetoceros gracilis* et le dinoflagellé *Alexandrium minutum* avec celles figurant dans Agritox pour *Chlorella fusca* (C), *Ankistrodesmus bibrianus* (A), *Scenedesmus suspicatus* (S). NC = non calculable. *C. gracilis* est testée en milieu de cultures dont la composition en substances nutritives simule les conditions rencontrées en rade de Brest en périodes sensibles : période post-hivernale à teneurs maximales en sels nutritifs et estivale à teneurs minimales. *A. minutum* est testé dans ce même milieu « post-hivernal », mais également en milieu désigné « Penzé », dont les concentrations en nitrates sont particulièrement élevées (Durand *et al.*, 2007).

Substances actives	Données Agritox	CE ₅₀ (mg/L)			
		<i>C. gracilis</i>		<i>A. minutum</i>	
		Estival	Post-hivernal	Post-hivernal	Penzé
Bentazone	C : 279/A : 102	≈ 100	≈ 100	≈ 100	71,45
Nicosulfuron	S : 182	Pas d'effet			
Sulcotrione	? : 3,5	2,18	1,33	≈ 10	6,69
Diméthénamide	S : 0,062	0,44	Pas d'effet	0,48	0,77
Époxiconazole	A : 0,81	1,01	NC	6,45	2,96
Chlorpyrifos-éthyl	Non communiqué	Pas d'effet		2,06	1,12

La sensibilité des populations dépend de leur stade de développement. Ainsi, l'inhibition de croissance d'une culture de phytoplancton par un herbicide est particulièrement marquée en phase exponentielle de croissance, résultat retrouvé avec d'autres espèces en communautés naturelles soumises expérimentalement à

des contaminations en microcosmes. Cette réponse peut être attribuée à une activité métabolique plus importante. Par ailleurs, dans certains cas, la croissance est stimulée en présence de faibles doses de contaminants, phénomène connu sous le nom d'hormèse, qui correspond à une accélération du taux de croissance lorsque le stress imposé est relativement faible (Stebbing, 1982). Les cas d'hormèse repérés dans les expériences conduites sont résumés dans le tableau 4.7.

Les stimulations maximales, 150 et 170 % par rapport au témoin, sont observées chez *C. gracilis* en présence de faibles concentrations de fongicide époxiconazole en formulation et chez *A. minutum* en présence de l'insecticide chlorpyrifos-éthyl en formulation.

Tableau 4.7. Effet stimulateur sur la croissance d'une culture de phytoplancton des faibles doses des pesticides testés : substances actives pures et formulations. *C. gracilis* est testée en milieu de cultures dont la composition en substances nutritives simule les conditions rencontrées en rade de Brest en périodes sensibles : période post-hivernale à teneurs maximales en sels nutritifs et estivale à teneurs minimales. *A. minutum* est testé dans ce même milieu « post-hivernal », mais également en milieu désigné « Penzé » dont les concentrations en nitrates sont particulièrement élevées (Durand *et al.*, 2007).

Substances actives	Conditionnement	Espèce et milieu	Concentrations en substances actives (mg/L)	% de croissance de la culture par rapport au témoin*
Nicosulfuron	Milagro®	<i>C. gracilis</i> estival	0,1	118
Sulcotrione	Pure	<i>C. gracilis</i> post-hivernal	0,18	120
	Mikado®	<i>C. gracilis</i> estival	0,01-0,1	120
Diméthénamide	Pure	<i>A. minutum</i> post-hivernal	0,1	130
	Frontière®	<i>A. minutum</i> Penzé	0,08	120
Époxiconazole	Pure	<i>A. minutum</i> post-hivernal	0,25-0,55	115
		<i>C. gracilis</i> estival	0,00001-0,001	150
	Opus®	<i>A. minutum</i> post-hivernal	0,00005	130
		<i>A. minutum</i> Penzé	0,001	120
Chlorpyrifos-éthyl	Pure	<i>C. gracilis</i> post-hivernal	0,0001-0,001	120
		<i>A. minutum</i> post-hivernal	0,5	110
	Dursban®	<i>A. minutum</i> post-hivernal	0,0007-0,015	170
		<i>C. gracilis</i> post-hivernal	0,015	130

*Les témoins sont les mêmes espèces dans les mêmes milieux, sans introduction de pesticides.

Les réponses obtenues en laboratoire chez les micro-algues en cultures monospécifiques montrent donc des différences dans l'intensité des effets toxiques des différents pesticides. Dans les assemblages naturels, les réponses de ces espèces aux mêmes contaminants pourront être différentes, en raison de la présence d'espèces concurrentes. La comparaison des réponses obtenues en laboratoire avec les concentrations détectées dans le milieu suggère que seule, chaque substance active – même en formulation – ne représente pas de risque pour la croissance des cultures ; en effet, les concentrations détectées pour chacune dans le milieu sont inférieures à 1 µg/L, tandis que les NOEC sont, en général, supérieures ou égales à 1 µg/L. Néanmoins, les concentrations mesurées dans le milieu sont ponctuelles et ne rendent pas compte des maxima réels présents occasionnellement. En outre, les études permettant de déterminer la NOEC sont réalisées sur des cultures monospécifiques en conditions contrôlées, en présence de la seule substance étudiée ; or cette situation ne reflète pas les conditions réelles. En effet, le nombre d'espèces chimiques détectées simultanément dans le milieu naturel peut être élevé et le risque réel de diminution de la biomasse phytoplanctonique est alors important. L'utilisation des résultats d'expériences en laboratoire est donc limitée, lorsqu'il s'agit de prévoir le risque encouru par les organismes en milieu naturel.

L'étude des perturbations induites par les pesticides pour les espèces isolées en culture a été complétée par une étude des modifications cellulaires de la diatomée *Chaetoceros gracilis*. Celle-ci a permis de montrer que les quatre herbicides étaient susceptibles de réduire la densité cellulaire de *C. gracilis* après trois jours de contact avec, par ordre de toxicité croissante, le nicosulfuron, la sulcotrione, la diméthénamide et la bentazone. En outre, les réductions de la division cellulaire se sont accompagnées d'une augmentation des teneurs par cellule en pigments chlorophylliens et en ATP (adénosine triphosphate)⁵⁸, avec le nicosulfuron, la diméthénamide et la bentazone ; ces mêmes effets ont été observés avec l'époxiconazole et le chlorpyrifos-éthyl. Il est à noter que ces effets de la diméthénamide, du nicosulfuron et du chlorpyrifos-éthyl sont observés pour des concentrations élevées, non retrouvées dans les estuaires. En revanche, l'époxiconazole s'est révélée toxique à de faibles concentrations, du niveau de celles qui ont été détectées dans certains estuaires. Par ailleurs, des altérations génétiques (cassures de brins d'ADN) ont été mises en évidence chez une autre espèce rencontrée dans les eaux côtières, *Karenia mikimotoi*, en présence de l'insecticide chlorpyrifos-éthyl en formulation (Akcha *et al.*, 2008).

En conclusion, il apparaît que dans les zones estuariennes et côtières polluées la communauté phytoplanctonique est potentiellement modifiée par la présence des pesticides. Les résultats de Durand *et al.* (2007) ont montré que la perturbation des communautés est détectée à court terme dès 0,5 µg/L de pesticides en mélange (mesure de production primaire sur 2 heures) et persiste à moyen

58. L'adénosine triphosphate est la principale molécule de transport et de stockage de l'énergie dans les cellules des organismes vivants ; elle fournit par hydrolyse l'énergie nécessaire aux réactions chimiques du métabolisme.

terme dès 1 µg/L pour plusieurs des pesticides testés individuellement. Les toxicités des pesticides apparaissent généralement plus élevées lorsqu'ils sont en formulations, tant pour les communautés que pour les cultures monospécifiques. On remarquera en particulier l'effet détecté du Round-up®, dès 1 µg/L (valeur parfois détectée dans l'environnement côtier). Par ailleurs, l'insecticide et le fongicide testés ont des effets sur le phytoplancton, cible inattendue. Enfin, les milieux soumis à une pollution récurrente présentent une sensibilité modifiée aux pesticides, ce qui valide le principe du PICT. Compte tenu de ces résultats, Durand *et al.* (2007) suggèrent d'améliorer les méthodes d'évaluation des risques de toxicité environnementale sur les aspects suivants :

- pour l'évaluation de la toxicité des produits, travailler en formulations et/ou en mélanges, réaliser les tests sur cultures monospécifiques pour plusieurs souches de micro-algues et bactéries dans différents milieux, confirmer le cas échéant l'innocuité des produits par des tests de production primaire et/ou en microcosmes ; réexaminer la notion de seuil sans effet (NOEC), dont la valeur est dépendante du mode d'expérimentation, et son utilisation en analyse des risques ;
- pour la surveillance du milieu, les tests PICT semblent adaptés, mais la définition des modalités d'utilisation nécessite des travaux complémentaires notamment pour une utilisation sur des mélanges de formulations.

Effets des pesticides sur les récifs coralliens de La Réunion

Les pesticides sont employés de façon courante et en quantité croissante à La Réunion. L'île a en outre été touchée entre 2004 et 2006 par une épidémie de chikungunya, virus transmis à l'homme par le moustique *Aedes albopictus*. Pour lutter contre cette maladie, la pulvérisation d'insecticides adulticides et larvicides (féntrothion, deltaméthrine, téméphos, *Bacillus thuringiensis israelensis* Bti) a été effectuée massivement. Les dangers de ces molécules pour l'environnement marin et *a fortiori* récifal sont sous-documentés. Leurs impacts potentiels rendent nécessaire la mise en place d'une évaluation du risque sur les écosystèmes sensibles que sont les récifs coralliens et sur l'environnement côtier des îles dans les régions tropicales. Cette évaluation implique plusieurs démarches complémentaires, en particulier :

- la connaissance des effets de ces pesticides sur les organismes marins et plus spécifiquement les peuplements récifaux ;
- la connaissance du degré de sensibilité à la pollution des espèces récifales majeures ;
- la connaissance de l'exposition des peuplements récifaux aux produits employés à La Réunion ;
- la surveillance de l'environnement marin récifal, par l'analyse de la contamination par les pesticides des différents compartiments (eau, sédiment, organismes dominants).

La majorité des normes de qualité environnementale actuelles sont déterminées sur la base de données acquises dans des environnements aquatiques dulcicoles. Turquet *et al.* (2010) ont proposé de compléter, dans une optique opérationnelle, l'analyse du risque pour les écosystèmes coralliens exposés de manière chronique ou aiguë aux pesticides, en adaptant des bioessais existants à des espèces endémiques des écosystèmes coralliens.

L'évaluation du risque recommandée par le *Technical Guidance Document* (CEC, 2003), manuel technique d'évaluation du risque chimique commun à l'Union européenne publié en 1992, revu en 1998 et adapté au milieu marin en 2003, porte sur six niveaux trophiques : bactérie, phytoplancton, crustacé, mollusque, échinoderme et poisson. Cinq de ces niveaux ont été retenus par Turquet *et al.* (2010) ainsi qu'un niveau trophique spécifiquement tropical : les coraux (cnidaires). Le choix des pesticides a été guidé par le volume des pesticides importés, leur cible, leur persistance dans l'environnement, ainsi que par les premiers résultats des campagnes de surveillance. Trois herbicides (diuron, glyphosate et S-métolachlore), deux insecticides (deltaméthrine et carbofuran) et un fongicide (carbendazime) ont été sélectionnés.

Le phytoplancton a été étudié au travers de deux espèces tropicales comparées à une espèce tempérée. Adaptés de la norme ISO 10253 (Afnor, 2006), les bioessais développés se sont intéressés à des navicules, diatomées benthiques classiquement rencontrées dans les récifs coralliens (figure 4.36), et à *Symbiodinium* sp., zooxanthelle symbionte⁵⁹ des coraux qui se cultive *in vitro* au laboratoire (figure 4.37) ; l'essai « tempéré » a utilisé quant à lui une diatomée planctonique, *Phaeodactylum tricornerutum*. L'ensemble des essais effectués montre une similitude de réponse entre les espèces tropicales et la diatomée tempérée, testées dans des conditions expérimentales propres. Ces trois modèles se sont avérés très sensibles au diuron et S-métolachlore, deux des trois herbicides testés.



Figure 4.36. Diatomée benthique (*Navicula* sp.) (© Turquet, Arvam).

Les essais sur les échinodermes ont été réalisés suivant les standards ASTM (1991) sur deux espèces d'oursins : *Echinometra mathaei*, très répandu sur les récifs coralliens de La Réunion (figure 4.38), et *Paracentrotus lividus*, un oursin tempéré. Le protocole, mesurant la toxicité d'une substance sur le développement embryolaire d'oursin, a pu être adapté à l'espèce tropicale : les deux espèces se sont avérées très sensibles à la carbendazime ; une toxicité de la deltaméthrine a aussi été notée avec des valeurs de NOEC entre 135 et 597 µg/L relevées respectivement pour l'oursin tropical et tempéré.

59. Un symbionte est le partenaire d'une symbiose, c'est-à-dire de l'association biologique de deux organismes d'espèces différentes, ne pouvant vivre l'un sans l'autre, chacun d'entre eux tirant un bénéfice de cette association.

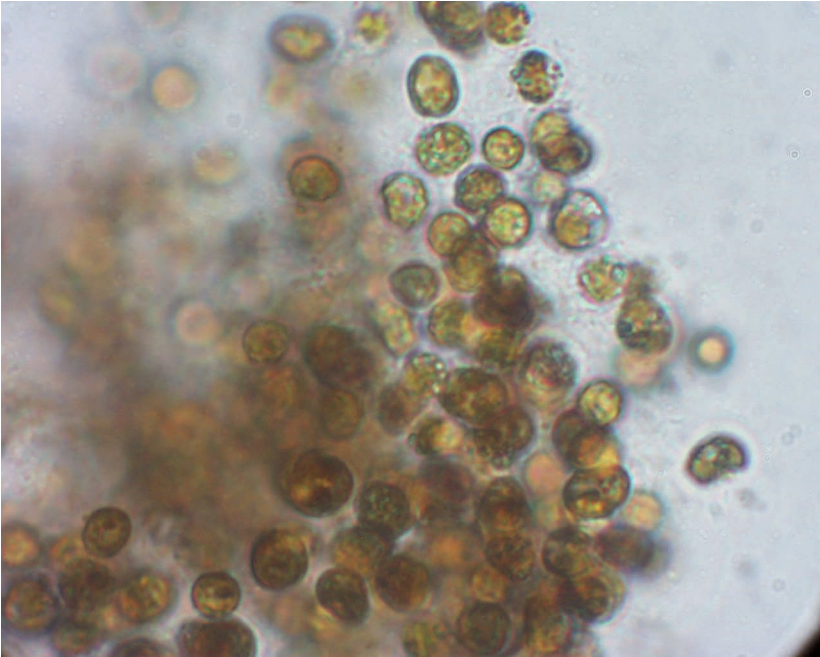


Figure 4.37. Zooxanthelles (*Symbiodinium* sp.) (© Turquet, Arvam).



Figure 4.38. Larve pluteus de *Echinometra mathaei* (© Turquet, Arvam).

Aucune norme n'existant pour les coraux, Turquet *et al.* (2010) ont mis au point un bioessai corail afin d'obtenir des valeurs de toxicité aiguë sur des colonies dans des conditions de laboratoire bien maîtrisées. Le choix s'est porté sur l'utilisation de microboutures de colonies de *Pocillopora meandrina* (figure 4.39). Les résultats ont montré que seule la carbendazime a un effet toxique sur les colonies coralliennes, avec une NOEC de 350 µg/L. Généralement, les paramètres mesurés directement sur les coraux (comme la survie) sont peu sensibles aux pesticides testés. La sensibilité est en revanche très importante dès que l'on aborde les symbiotes, ici grâce à la culture *in vitro* de souches de zooxanthelles. Pour appréhender l'impact potentiel d'une substance toxique sur les coraux, il est donc important de réaliser simultanément un essai sur microcolonie et un essai sur la croissance *in vitro* de *Symbiodinium* sp.



Figure 4.39. Corail *Pocillopora meandrina* (© Turquet, Arvam).

Des tests de toxicité létale sur des juvéniles de poissons, suivant la norme T90-307 (Afnor, 1985), ont été adaptés à des embryons vésiculés d'espèces tempérées (le bar, *Dicentrarchus labrax*) et tropicales (l'ombrine, *Sciaenops ocellatus*, figure 4.40). Ces bioessais ont montré de nombreux avantages : une réduction significative des volumes à tester, un temps de mise en place court et une sensibilité accrue ; ils sont ainsi des outils très prometteurs pour remplacer les outils classiquement utilisés en écotoxicologie sur les juvéniles de poissons, soumis à la réglementation européenne sur l'expérimentation animale (CEC, 1986). Les tests ont montré une grande sensibilité aux insecticides testés, le carbofuran et la deltaméthrine.

Pour les crustacés et bivalves, seuls des essais sur modèles tempérés ont été réalisés, en suivant les normes en vigueur FD ISO 14 669 (Afnor, 2003) et XP T90-382 (Afnor, 2009). En effet, les essais d'adaptation à des modèles tropicaux n'ont pas abouti. Plusieurs pistes de développement en zone tropicale ont néanmoins été lancées : sur l'huître perlière (*Pinctada margaritifera*), dont le cycle de reproduction



Figure 4.40. *Sciaenops ocellatus* (ombrine) (© Diringier, Association réunionnaise de développement de l'aquaculture).

nécessite une étude au niveau local, et sur des bédouliers, organismes classiquement rencontrés sur les récifs coralliens et dont l'élevage est maîtrisé. Le développement de mésocosmes et l'élevage de copépodes tropicaux semblent être une alternative pour le développement des essais sur les crustacés. Ce niveau trophique s'avère particulièrement intéressant pour l'étude des insecticides.

Sur la base des éléments toxicologiques obtenus par Turquet *et al.* (2010) et des données issues de la littérature, la synthèse des effets toxiques de chaque substance peut être résumée ainsi :

- une sensibilité importante des invertébrés à la carbendazime, sa toxicité s'exprimant au-dessus de 0,7 µg/L pour les larves d'oursin breton ;
- les premiers organismes susceptibles d'être impactés par le diuron aux concentrations environnementales sont le phytoplancton et les coraux ; le diuron et ses métabolites sont retrouvés dans l'environnement marin réunionnais à des concentrations qui s'échelonnent entre 0,2 ng/L et 0,2 µg/L, soit des valeurs proches des NOEC pour des coraux en Australie (Jones *et al.*, 2003). Les oursins montrent, quant à eux, une sensibilité contrastée, avec des effets observés sur le développement des larves tropicales ;
- les organismes susceptibles d'être impactés par le glyphosate sont ceux du phytoplancton ;
- les seules données disponibles de toxicité du S-métolachlore sur des organismes marins sont celles collectées dans cette étude, ce qui ne permet pas de comparer la sensibilité des organismes entre eux ;
- les poissons, crustacés et diptères aquatiques sont sensibles au carbofuran, avec une sensibilité plus forte des espèces de poissons marins par rapport aux organismes d'eau douce ;
- les organismes les plus sensibles à la deltaméthrine sont les crustacés et les poissons, pour lesquels elle est hautement toxique, avec un seuil de réponses de 1 µg/L, parfois moins. Cette substance active est utilisée dans la lutte anti-vectorielle contre le chikungunya, elle a été retrouvée dans les tissus d'oursins côtiers.

En résumé, tous les organismes étudiés par Turquet *et al.* (2010) ont donné des résultats toxicologiques différents en fonction des pesticides testés. Toutes les substances actives étudiées ont induit un effet sur au moins un des organismes. La mise en application à grande échelle de ces tests adaptés au milieu marin, dans le cadre de procédures standardisées, reste à développer. Par ailleurs, certains niveaux trophiques ne sont pas pris en compte dans le *Technical Guidance Document* marin. Il serait ainsi important de s'intéresser aux macro-algues qui jouent un rôle non négligeable dans les écosystèmes littoraux, estuariens et tropicaux, en particulier les algues calcaires qui participent à la construction des récifs coralliens et au cycle des sables de plage. Un bioessai spécifique serait un outil complémentaire à ceux existants.

Conclusion : effets sur les écosystèmes marins

Les recherches menées dans le cadre du programme Pesticides sur les écosystèmes marins ont montré que les perturbations du phytoplancton exposé aux pesticides pouvaient être mises en évidence à faible concentration par des mesures de production primaire et des études en microcosmes. Elles ont permis de valider la méthode PICT en milieu marin – ses modalités d'application restant à approfondir, notamment pour les mélanges de formulations – et ont confirmé que les pesticides peuvent parfois affecter des cibles inattendues ; ainsi, outre les herbicides, certains insecticides (exemple du chlorpyrifos-éthyl) et fongicides (exemple de l'époxiconazole) ont des effets sur le phytoplancton. Enfin, ces travaux ont permis l'adaptation de tests d'écotoxicité conçus pour des espèces marines tempérées à des espèces tropicales de phytoplancton (une diatomée benthique et une zooxanthelle symbionte des coraux), d'oursins (*Echinometra mathaei*) et de poissons (ombrine), et la mise au point d'un test spécifique pour les coraux, mettant en évidence l'intérêt de tests complémentaires sur les symbiontes associés.

Conclusion

Les avancées obtenues dans le cadre du programme Pesticides dans le domaine de l'écotoxicologie peuvent être regroupées en trois grands ensembles.

Tout d'abord, de nombreux travaux ont permis de mieux appréhender l'impact des pesticides sur les organismes et les écosystèmes. Ainsi, les études conduites dans les milieux terrestre, dulcicole et marin ont mis concrètement en évidence certains effets non intentionnels des pesticides. Plusieurs exemples ont montré que de tels effets pouvaient se faire sentir sur le long terme et à large échelle, témoignant par là même de la difficulté à maîtriser les risques écotoxicologiques associés à l'utilisation de pesticides.

Ensuite, les recherches effectuées ont proposé des améliorations possibles des tests écotoxicologiques actuellement utilisés. Elles ont notamment attiré l'attention sur la nécessité d'y intégrer les effets sublétaux sur les organismes non cibles et la prise en compte des interactions entre substances actives et adjuvants de formulation. Elles ont également mis en exergue l'importance de la réalisation de tests à différents niveaux d'organisation biologique (grâce à des dispositifs de type microcosmes et mésocosmes). Enfin, elles ont mis en évidence la nécessité de réexaminer la notion de seuil de détection des effets qui dépend du mode d'expérimentation et l'évaluation des risques afférents. Par ailleurs, les travaux menés sur des écosystèmes ultramarins ont fait progresser l'évaluation des risques spécifiques aux milieux tropicaux.

Enfin, des résultats ont identifié des leviers pour optimiser l'utilisation des pesticides de synthèse et développer des produits alternatifs, afin de réduire les risques écotoxicologiques. L'évaluation de telles pratiques, quand elles sont mises en œuvre en agriculture et en hygiène publique, demeure difficile. Ainsi, d'un point de vue écotoxicologique, l'évaluation de l'efficacité des modes de protection en agriculture biologique ou lors de l'application d'itinéraires techniques à « bas intrants pesticides » reste complexe et peu généralisable. Néanmoins, certains cas d'études sont prometteurs. Ceci encourage à mobiliser la communauté scientifique et les opérateurs, pour développer (cf. partie 3) et mettre en œuvre (cf. partie 4) des pratiques réduisant les risques associés aux pesticides.

Apports pour la gestion : regard de Claudine Joly, France nature environnement (FNE), et Véronique Poulsen, Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), membres du comité d'orientation du programme Pesticides

Principaux résultats

Les recherches présentées ici couvrent plusieurs thématiques. Certaines visent à développer des méthodes d'étude de l'impact des pesticides sur les organismes non cibles, qu'ils soient terrestres ou aquatiques, d'eau douce, d'eau marine, vivant sous des latitudes continentales ou tropicales. Les différents travaux présentés montrent la très grande variabilité des impacts en fonction des molécules employées. Cependant, les résultats obtenus ont permis d'identifier des espèces non cibles, des communautés ou des stades de développement de certaines espèces particulièrement sensibles aux pesticides qui pourraient être introduites dans les essais requis pour l'évaluation des risques des produits phytosanitaires avant leur mise sur le marché.

D'autres recherches ont confirmé l'intérêt des essais sur les produits formulés et sur des mélanges de substances pour mieux apprécier leur impact sur le milieu et sur les organismes non cibles.

Une étude a également montré que l'apparition de résistance des bioagresseurs aux pesticides induit une dégradation importante de *fitness* dans la population d'insectes étudiés.

Enfin, différentes techniques culturales ont été testées afin de comparer leurs effets sur le milieu. Certaines pratiques semblent réduire l'impact sur le milieu. Pour d'autres, en revanche, compte tenu de la toxicité élevée de certaines molécules intégrées dans les programmes de traitement, même considérés comme bas intrants, l'impact observé sur les communautés reste élevé. Le choix des molécules dans les programmes de traitement est donc primordial et doit être pris en compte au même titre que les autres pratiques culturales employées.

Utilisation des résultats

La présentation en appât du fipronil utilisé très couramment au moment de l'étude (il a depuis été interdit) en traitement de semences contre le taupin devrait pouvoir être transposée à d'autres molécules utilisant la même présentation (enrobage de semences). La technique en appât semble en effet présenter une efficacité satisfaisante tout en réduisant l'impact sur le milieu.

La préservation de populations sensibles semble nécessiter des espaces non traités et la mise en place de tels espaces doit être pensée au niveau du territoire. Il existe d'ailleurs au niveau européen une réflexion sur la mise en place de zones de compensation qui sont des zones refuges pour les animaux et les végétaux, à la fois en termes d'habitat, et en termes de source d'alimentation pour les différents maillons de la chaîne trophique. Elles favorisent le maintien de la biodiversité dans des paysages agricoles et peuvent être mises en place à l'échelle de l'exploitation, de la région ou au niveau national ; un maillage serré du territoire semble nécessaire pour préserver les auxiliaires dans chaque exploitation. Elles nécessitent toutefois une organisation de la part des pouvoirs publics.

De nombreux résultats confirment l'importance de la mise à disposition d'informations sur les effets des faibles doses et mélanges dans le cadre de l'évaluation des risques liés à l'utilisation des pesticides. Certains travaux proposent des modèles qui pourraient être intégrés dans les protocoles d'évaluation. Il est important que ces protocoles soient rapidement portés au niveau du système de standardisation internationale.

D'autres recherches confirment les effets connus et l'impact de certaines molécules (par exemple, les pyréthrinoides) sur les milieux particulièrement sensibles aux faibles doses. Le développement de pratiques culturales incluant des mesures de substitution de molécules et de réduction globale d'utilisation doit être poursuivi afin de mieux préserver les milieux sensibles.

Besoins complémentaires

Les travaux présentés dans cette partie permettent de mettre en évidence des besoins de recherche dans de nombreux domaines :

- optimisation de l'efficacité des pesticides ;
- exposition des organismes cibles ou non cibles (dont l'homme) ;
- mécanismes de résistance, possibilités de lutte biologique et rôle des paysages ;
- amélioration de l'évaluation des risques :
 - en prenant en compte les conditions (biotiques et abiotiques) du milieu et en identifiant les stades sensibles des espèces non cibles ;
 - en mettant au point des modèles d'exposition à de multiples molécules (de synthèse ou non).

De façon plus générale, les résultats présentés confirment la nécessité d'orienter l'utilisation des pesticides sur la base du triptyque : efficacité, substitution, reconception (Hill et MacRay, 1995), cadre dans lequel l'appui de la recherche est fondamental.

Bibliographie

- Afnor, 1985. Essais des eaux – Détermination de la toxicité aiguë d'une substance vis-à-vis de *Dicentrarchus labrax* – Méthode sans renouvellement du milieu, norme NF Afnor (T90-307), juin 1985. Afnor, Agence française de normalisation, Paris.
- Afnor, 2003. Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (Copepoda, Crustacea), norme FD ISO 14669 (T90-332), août 2003. Afnor, Agence française de normalisation, Paris.
- Afnor, 2006. Qualité de l'eau – Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricorutum*, norme NF EN ISO 10253 (T90-311), juin 2006. Afnor, Agence française de normalisation, Paris.
- Afnor, 2009. Qualité de l'eau – Bio-indicateur de la toxicité potentielle de milieux aqueux – Détermination de la toxicité potentielle d'échantillons aqueux sur le développement embryonnaire de bivalve, norme XP (T90-382), septembre 2009. Afnor, Agence française de normalisation, Paris.
- Agnew P., Koella J.C., 1999. Life history interactions with environmental conditions in a host-parasite relationship and the parasite's mode of transmission. *Evol. Ecol.*, 13 (1), 67-91.
- Akcha F., Arzul G., Rousseau S., Bardouil M., 2008. Comet assay in phytoplankton as biomarker of genotoxic effects of environmental pollution. *Marine Environ. Res.*, 66 (1), 59-61.
- Alout H., Labbé P., Berthomieu A., Djogbenou L., Leonetti J.-P., Fort P., Weill M., 2012. Novel AChE inhibitors for sustainable insecticide resistance management. *PLoS One*, 7 (10), e47125.
- Alves P.R.L., Cardoso E.J.B.N., Martines A.M., Sousa J.P., Pasini A., 2013. Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions. *Chemosphere*, 90 (11), 2674-2682.
- Amichot M., Raymond M., Delpuech J.-M., Tarès S., Conrad C., Brun-Barale A., Meyet J., Dupont C., Weill M., Berticat C., Bourguet D., 2005. *Effets des pesticides sur les capacités d'adaptation et de reproduction des insectes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 54 p.
- Arzul G., Quiniou F., 2014. *Plancton marin et pesticides : quels liens ?* Collection Synthèses, éditions Quae, Versailles, 144 p.
- ASTM, 1991. *Proposed standard for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. Draft No. 1*, ASTM Subcommittee of E-47-01 on Aquatic Toxicology American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA (USA), 42 p.
- Atkins E.L., Anderson L.D., 1954. Toxicity of pesticide dust to honey bees. *J. Econ. Entomol.*, 47, 969-972.
- Atyame C.M., Delsuc F., Pasteur N., Weill M., Duron O., 2011a. Diversification of *Wolbachia* endosymbiont in the *Culex pipiens* mosquito. *Mol. Biol. Evol.*, 28 (10), 2761-2772.
- Atyame C.M., Pasteur N., Dumas E., Tortosa P., Tantely M.L., Pocquet N., Licciardi S., Bheecarry A., Zumbo B., Weill M., Duron O., 2011b. Cytoplasmic incompatibility as a means of controlling *Culex pipiens quinquefasciatus* mosquito in the islands of the South-Western Indian Ocean. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 5 (12), e1440.
- Atyame C.M., Labbé P., Dumas E., Milesi P., Charlat S., Fort P., Weill M., 2014. *Wolbachia* divergence and the evolution of cytoplasmic incompatibility in *Culex pipiens*. *PLoS One*, 9 (1), e87336.

- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. Rapport de l'expertise collective réalisée par l'Inra et le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche et du ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- Barnavon M., 1987. Expérimentation en laboratoire et en plein champ du fluvalinate. Principes pour un insecticide. *La Défense des Végétaux*, 243, 43-49.
- Bérard A., Dorigo U., Humbert U., Leboulanger C., Seguin E., 2002. Application of the Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) method to algal communities: its values as a diagnostic tool for ecotoxicological risk assessment in the aquatic environment. *Annales de Limnologie - Int. J. Limnol.*, 38 (3), 247-261.
- Bérard A., Dorigo U., Mercier I., Becker-Van Slooten K., Grandjean D., Leboulanger C., 2003. Comparison of the ecotoxicological impact of the triazines Irgarol 1051 and atrazine on microalgal cultures and natural microalgal communities in Lake Geneva. *Chemosphere*, 53 (8), 935-944.
- Bérard A., Rimet F., Capowicz Y., Leboulanger C., 2004. First developments of indigenous soil algal assay procedures for monitoring sensitivity to pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 46 (1), 24-31.
- Berticat C., Rousset F., Raymond M., Berthomieu A., Weill M., 2002. High *Wolbachia* density in insecticide-resistant mosquitoes. *Proc. R. Soc. Lond. Series B: Biol. Sci.*, 269 (1498), 1413-1416.
- Blanck H., Wängberg S.A., Molander S., 1988. Pollution-induced community tolerance: a new ecotoxicological tool. In : *Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals* (J. Cairns Jr, J.R. Pratt, eds.), ASTM STP, Philadelphia, 219-230.
- Boivin T., Bouvier J.-C., Beslay D., Sauphanor B., 2004. Variability in diapause propensity within populations of a temperate insect species: interactions between insecticide resistance genes and photoperiodism. *Biol. J. Linnean Soc.*, 83 (3), 341-351.
- Boivin T., Sauphanor B., 2007. Phénologie et optimisation de la protection contre le carpocapse des pommes. *Innovations agronomiques*, 1, 23-31.
- Bourguet D., Guillemaud T., Chevillon C., Raymond M., 2004. Fitness costs of insecticide resistance in natural breeding sites of the mosquito *Culex pipiens*. *Evolution*, 58 (1), 128-135.
- Briegel H., 1990. Fecundity, metabolism, and body size in Anopheles (Diptera: Culicidae), vectors of malaria. *J. Med. Entomol.*, 27 (5), 839-850.
- Brun-Barale A., Bouvier J.-C., Pauron D., Bergé J.B., Sauphanor B., 2005. Involvement of a sodium channel mutation in pyrethroid resistance in *Cydia pomonella* L., and development of a diagnostic test. *Pest Manag. Sci.*, 61, 549-554.
- Carsel R.F., Smith C.N., Mulkey L.A., Dean J.D., Jowice P., 1984. *User's Manual for Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1*. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA, report EPA/600/3-84/109, 227 p. <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000HNQM.PDF?Dockey=2000HNQM.PDF>
- CEC, 1986. Directive 86/609 du Conseil du 24 novembre 1986 concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la protection des animaux utilisés à des fins expérimentales ou à d'autres fins scientifiques, CEC, Commission of European Communities, 86/609. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31986L0609:FR:HTML>

CEC, 2003. Revised Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market: Chapter 3B: environmental risk assessment – Marine, Office for Official Publications of the European Communities, Brussels.

Charlesworth B., 1994. *Evolution in age-structured populations*. Cambridge Studies in Mathematical Biology, Cambridge University Press, Cambridge (UK), 306 p.

Cluzeau S., 2002. Risk assessment of plant protection products on honey bees. In : *Honey Bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals* (J. Devillers, M.H. Pham-Delègue, eds.), Taylor and Francis, London, 42-55.

Colin M.E., Le Conte Y., Vermandère J.P., 2000. Managing nuclei in insect-proof tunnel as an observation tool for foraging bees: sublethal effects of deltamethrin and imidacloprid. *Hazards of Pesticides to Bees*, 7th International Symposium of the ICP-BR Bee Protection Group, Avignon 07-09/09/1999, Inra Editions, Paris, 259-268.

Colin M.E., Bonmatin J.M., Moineau I., Gaimon C., Brun S., Vermandère J.P., 2004. A method to quantify and analyze the foraging activity of honey bees: relevance to the sublethal effects induced by systemic insecticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 47 (3), 387-395.

Conrad C., Tarès S., Bergé J.B., Amichot M., 2001. Utilisation de macro-arrangements d'ADN pour évaluer les effets de doses sublétales de pesticides chez les insectes. *Produits phytosanitaires : analyse, résidus, métabolites, écotoxicologie, modes d'action, transfert*. Actes du 30^e Congrès du Groupe français des pesticides, Reims, 29-31 mai 2000, Presses Universitaires de Reims, 224-233.

Cook J.M., 1993. Sex determination in the Hymenoptera: a review of models and evidence. *Heredity*, 71, 421-435.

Cox-Foster D.L., Conlan S., Holmes E.C., Palacios G., Evans J.D., Moran N.A., Quan P.-L., Briese T., Hornig M., Geiser D.M., Martinson V., Vanengelsdorp D., Kalkstein A.L., Drysdale A., Hui J., Zhai J., Cui L., Hutchison S.K., Simons J.F., Egholm M., Pettis J.S., Lipkin W.I., 2007. A metagenomic survey of microbes in honey bee colony collapse disorder. *Science*, 318 (5848), 283-287.

CPP-Medde, 2002. *Risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires*. Comité de la prévention et de la précaution, Medde, 47 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/09-3.pdf>

Crouau Y., Moïa C., 2006. The relative sensitivity of growth and reproduction in the springtail, *Folsomia candida*, exposed to xenobiotics in the laboratory: an indicator of soil toxicity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 64 (2), 115-121.

Davis A.R., Solomon K.R., Shuel R.W., 1988. Laboratory studies of honeybee larval growth and development as affected by systemic insecticides at adult-sublethal levels. *J. Apic. Res.*, 27 (3), 146-161.

Decourtye A., 2002. *Étude de l'impact de produits phytopharmaceutiques sur la survie et l'apprentissage associatif chez l'abeille domestique (Apis mellifera L.)*. Thèse de doctorat, Université Paris XI, Orsay, 283 p.

Decourtye A., Pham-Delègue M.H., 2002. The proboscis extension response: assessing the sublethal effects of pesticides on the honey bee. In : *Honey Bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals* (J. Devillers, M.H. Pham-Delègue, eds.), Taylor and Francis, London, 67-84.

- Decourtye A., Devillers J., Cluzeau S., Charreton M., Pham-Delègue M.H., 2004. Effects of imidacloprid and deltamethrin on associative learning in honeybees under semi-field and laboratory conditions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 57 (3), 410-419.
- Decourtye A., Devillers J., Genecque E., Le Menach K., Budzinski H., Cluzeau S., Pham-Delègue M.H., 2005a. Comparative sublethal toxicity of nine pesticides on olfactory learning performances of the honeybee *Apis mellifera*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 48 (2), 242-250.
- Decourtye A., Tisseur M., Tasé J.-N., Pham-Delègue M.-H., 2005b. Toxicité et risques liés à l'emploi des pesticides chez les pollinisateurs : cas de l'abeille domestique. In : *Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement : Pesticides et biopesticides* (Regnault-Roger C., Fabres G., Philogène B.J.R., eds.), Lavoisier, Paris, 225-241.
- Decourtye A., Lefort S., Devillers J., Gauthier M., Tisseur M., Aupinel P., 2006. Sublethal effects of fipronil on the ability of foragers to orientate in a complex maze. Proceedings of the Second European Conference of Apidology, Prague (CSK), 10-14 September 2006, p. 81.
- De la Broise D., Palenik B., 2007. Immersed in situ microcosms: a tool for the assessment of pollution impact on phytoplankton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 341 (2), 274-281.
- De la Broise D., Stachowski-Haberkorn S., 2012. Evaluation of the partial renewal of in situ phytoplankton microcosms and application to the impact assessment of bentazon and dimethenamid. *Mar. Pollut. Bull.*, 64 (11), 2480-2488.
- Delettre A., 2002. Gaucho et les abeilles. *Référence Environnement*, Hors-série, novembre, 6-14.
- Delpuech J.M., Meyet J., 2003. Reduction in the sex ratio of the progeny of a parasitoid wasp (*Trichogramma brassicae*) surviving the insecticide chlorpyrifos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 45 (2), 203-208.
- Delpuech J.M., Bardon C., Boulétreau M., 2005. Increase of the behavioral response to kairomones by the parasitoid wasp *Leptopilina heterotoma* surviving insecticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 49 (2), 186-191.
- DeNoyelles F., Kettle W.D., Sinn D.E., 1982. The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology*, 63, 1285-1293.
- De Stordeur E., 1976. Esterases in the mosquito *Culex pipiens pipiens* L.: formal genetics and polymorphism of adult esterases. *Biochem. Gen.*, 14 (5-6), 481-493.
- Devillers J., 1996. *Neural networks in QSAR and drug design*. Academic Press, London, 284 p.
- Devillers J., 1999. Autocorrelation descriptors for modeling (eco)toxicological endpoints. In : *Topological Indices and Related Descriptors in QSAR and QSPR* (J. Devillers, A.T. Balaban, eds.), Gordon and Breach, The Netherlands, 595-612.
- Devillers J., Pham-Delègue M.H., Decourtye A., Budzinski H., Cluzeau S., Maurin G., 2002. Structure-toxicity modeling of pesticides to honey bees. *Sar Qsar Environ. Res.*, 13 (7-8), 641-648.
- Devillers J., Decourtye A., Budzinski H., Pham-Delègue M.H., Cluzeau S., Maurin G., 2003. Comparative toxicity and hazards of pesticides to APIS and non-APIS bees. A chemometrical study. *Sar Qsar Environ. Res.*, 14 (5-6), 389-403.
- Djogbenou L., Pasteur N., Akogbeto M., Weill M., Chandre F., 2011. Insecticide resistance in the *Anopheles gambiae* complex in Benin: a nationwide survey. *Med. Veter. Entomol.*, 25 (3), 256-267.

- Dorigo U., Bourrain X., Bérard A., Leboulanger C., 2004. Seasonal changes in the sensitivity of river microalgae to atrazine and isoproturon along a contamination gradient. *Sci. Total Environ.*, 318 (1-3), 101-114.
- Dorigo U., Lefranc M., Leboulanger C., Montuelle B., Humbert J.-F., 2009. Spatial heterogeneity of periphytic microbial communities in a small pesticide-polluted river. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 67 (3), 491-501.
- Dorn P.B., Salanitro J.P., Evans S.H., Kravetz L., 1993. Assessing the aquatic hazard of some branched and linear nonionic surfactants by biodegradation and toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12 (10), 1751-1762.
- Doucet-Personeni C., Halm M., Touffet F., Rortais A., Arnold G., 2003. *Imidaclopride utilisé en enrobage de semences (Gaucho®) et troubles des abeilles*. Rapport final, Comité scientifique et technique de l'étude multifactorielle des troubles des abeilles, 106 p.
- Dupont C., Allemand R., Delpuech J.M., 2010. Induction by chlorpyrifos, of the confusion of males in discriminating female sexual pheromones used for mate finding by two sympatric trichogramma species (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Environ. Entomol.*, 39 (2), 535-544.
- Durand G., Videau C., Hureau D., Limon G., Arzul G., Quiniou F., Hourmant A., De la Broise D., Stachowski S., 2007. *Impact des pesticides sur l'environnement marin (IPEM)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 200 p.
- Duron O., Labbé P., Berticat C., Rousset F., Guillot S., Raymond M., Weill M., 2006a. High *Wolbachia* density correlates with cost of infection for insecticide resistant *Culex pipiens* mosquitoes. *Evolution*, 60 (2), 303-314.
- Duron O., Bernard C., Unal S., Berthomieu A., Berticat C., Weill M., 2006b. Tracking factors modulating cytoplasmic incompatibilities in the mosquito *Culex pipiens*. *Mol. Ecol.*, 15 (10), 3061-3071.
- Efsa, 2012. Scientific opinion on the science behind the development of a risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). *Efsa J.*, 10 (5), 2668.
- El Hassani A.K., Dacher M., Gauthier M., Armengaud C., 2005. Effects of sublethal doses of fipronil on the behavior of the honeybee (*Apis mellifera*). *Pharmacol. Biochem. Behav.*, 82 (1), 30-39.
- Foster S.P., Harris M.O., 1997. Behavioral manipulation methods for insect pest-management. *Annu. Rev. Entomol.*, 42, 123-146.
- Fountain M.T., Hopkin S.P., 2001. Continuous monitoring of *Folsomia candida* (Insecta: Collembola) in a metal exposure test. *Ecotoxicolo. Environ. Saf.*, 48 (3), 275-286.
- Fountain M.T., Hopkin S.P., 2005. *Folsomia candida* (Collembola): A "standard" soil arthropod. *Annu. Rev. Entomol.*, 50, 201-222.
- Fournier D., Mutero A., Pralavorio M., Bride J.M., 1993. Drosophila acetylcholinesterase: mechanisms of resistance to organophosphates. *Chem.-biol. Inter.*, 87 (1), 233-238.
- Fournier D., Mutero A., 1994. Modification of acetylcholinesterase as a mechanism of resistance to insecticides. *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Pharmacol., Toxicol. Endocrinol.*, 108 (1), 19-31.
- Fries I., Wibran K., 1987. Effects on honeybee colonies following application of the pyrethroids cypermethrin and PP-321 in flowering oilseed rape. *Amer. Bee J.*, 127 (4), 266-269.

- Ganzelmeier H., Rautmann D., Spangenberg R., Streloke M., Herrmann M., Wenzelburger H.-J., Walter H.-F., 1995. *Studies on the Spray Drift of Plant Protection Products: Results of a Test Program Carried Out Throughout the Federal Republic of Germany*. Blackwell Wissenschafts-Verlag, 111 p.
- Godfray H.C.J., 1994. *Parasitoids: Behavioral and Evolutionary Ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ, 456 p.
- Goldsborough L.G., Robinson G.G.C., 1985. Effect of an aquatic herbicide on sediment nutrient flux in a fresh-water marsh. *Hydrobiologia*, 122 (2), 121-128.
- 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. *Aqu. Bot.*, 36 (1), 1-22.
- Hamers T., Van Den Berg J.H.J., Van Gestel C.a.M., Van Schooten F.-J., Murk A.J., 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, the Netherlands). *Environ. Pollut.*, 144 (2), 581-595.
- Hamilton P.B., Jackson G.S., Kaushik N.K., Solomon K.R., Stephenson G.L., 1988. The impact of two applications of atrazine on the plankton communities of in situ enclosures. *Aqua. Toxicol.*, 13 (2), 123-139.
- Hamilton P.B., Lean D.R.S., Jackson G.S., Kaushik N.K., Solomon K.R., 1989. The effect of two applications of atrazine on the water quality of freshwater enclosures. *Environ. Pollut.*, 60 (3), 291-304.
- Hamilton W.D., 1967. Extraordinary sex ratios. A sex-ratio theory for sex linkage and inbreeding has new implications in cytogenetics and entomology. *Science*, 156 (3774), 477-488.
- Henry M., Beguin M., Requier F., Rollin O., Odoux J.-F., Aupinel P., Aptel J., Tchamitchian S., Decourtye A., 2012. A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336 (6079), 348-350.
- Herman D., Kaushik N.K., Solomon K.R., 1986. Impact of atrazine on periphyton in freshwater enclosures and some ecological consequences. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 43 (10), 1917-1925.
- Hill S.B., MacRae R.J., 1995. Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture. *J. Sustain. Agri.*, 7 (1), 81-87.
- Hoffmann A.A., Montgomery B.L., Popovici J., Iturbe-Ormaetxe I., Johnson P.H., Muzzi F., Greenfield M., Durkan M., Leong Y.S., Dong Y., Cook H., Axford J., Callahan A.G., Kenny N., Omodei C., Mcgraw E.A., Ryan P.A., Ritchie S.A., Turelli M., O'Neill S.L., 2011. Successful establishment of *Wolbachia* in *Aedes* populations to suppress dengue transmission. *Nature*, 476 (7361), 454-457.
- Hough W.S., 1928. Relative resistance to arsenical poisoning of two codling moth strains. *J. Econ. Entomol.*, 21 (2), 325-329.
- Huchard E., Martinez M., Alout H., Douzery E.J.P., Lutfalla G., Berthomieu A., Berticat C., Raymond M., Weill M., 2006. Acetylcholinesterase genes within the Diptera: takeover and loss in true flies. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 273 (1601), 2595-2604.
- ISO, 1993. Qualité du sol – Effets des polluants vis-à-vis des vers de terre (*Eisenia fetida*) – Partie 1 : Détermination de la toxicité aiguë en utilisant des substrats de sol artificiel, norme ISO 11268-1 (norme révisée en 2012), ISO, Organisation internationale de normalisation.
- ISO, 1999. Qualité du sol – Inhibition de la reproduction de *Collembola* (*Folsomia candida*) par des polluants du sol, norme ISO 11267 (norme révisée en 2014), ISO, Organisation internationale de normalisation, 16 p.

- Jarvis N.J., 1995. Simulation of soil-water dynamics and herbicide persistence in a silt loam soil using the MACRO model. *Ecol. Model.*, 81 (1-3), 97-109.
- Johnson R.M., Pollock H.S., Berenbaum M.R., 2009. Synergistic interactions between in-hive miticides in *Apis mellifera*. *J. Econ. Entomol.*, 102 (2), 474-479.
- Jones R.J., Muller J., Haynes D., Schreiber U., 2003. Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 251, 153-167.
- Kasai F., Hanazato T., 1995. Effects of the triazine herbicide, simetryn, on freshwater plankton communities in experimental ponds. *Environ. Pollut.*, 89 (2), 197-202.
- Kearns C.A., Inouye D.W., Waser N.M., 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. System.*, 29, 83-112.
- Kirchner W.H., 1999. Mad-bee-disease? Sublethal effects of Imidacloprid ("Gaucho") on the behavior of honey-bees. *Apidologie*, 30 (5), 422.
- Kozaki T., Shono T., Tomita T., Kono Y., 2001. Fenitroxon insensitive acetylcholinesterases of the housefly *Musca domestica* associated with point mutations. *Insect Biochem. Mol. Biol.*, 31 (10), 991-997.
- Kumar R., Singh B., Gupta V.K., 2012. Biodegradation of fipronil by *Paracoccus* sp. in different types of soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 88 (5), 781-787.
- Labrot F., Ribera D., Saintdenis M., Narbonne J.F., 1996. In vitro and in vivo studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination: lipid peroxidation, acetylcholinesterase, catalase and glutathione peroxidase activities in three non-mammalian species. *Biomarkers*, 1 (1), 21-28.
- Lacroix G., Lescher-Moutoué F., Caquet T., Lagadic L., Heydorff M., Roucaute M., Jumel A., Azam D., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Baradat M., Bertru G., Le Rouzic B., Brient L., Deydier-Stephan L., Monod G., 2004. *Modifications structurales et fonctionnelles de communautés d'organismes aquatiques exposées à un mélange d'herbicide et d'adjuvant en mésocosmes lenti-ques*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 127 p.
- Lagadic L., Coutellec M.-A., Gorzerino C., Heydorff M., Lefeuvre-Orfila L., Russo J., Azam D., Ollitrault M., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Delous G., Hillenweck A., Porcher J.-M., Sanchez W., Cossu-Leguille C., Denoyelles R., Giamberini L., Guerlet E., Vasseur P., Coeurdassier M., Vaufléury A. (de), 2007. *Changements d'échelle et évaluation du risque écotoxicologique de mélanges entre substances actives herbicides et adjuvant (CERE-MEL)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 78 p.
- Lagadic L., Auber A., Caquet T., Coutellec M.-A., Ducrot V., Gorzerino C., Heydorff M., Roucaute M., Azam D., Quemeneur A., Ollitrault M., Réal B., Dubus I., Surdyk N., Togola A., 2011. *Utilisation de modèles d'exposition aux pesticides pour la reconstitution et la mise en œuvre de scénarios réalistes de contamination de mésocosmes permettant d'étudier les impacts d'itinéraires techniques sur les organismes aquatiques (EMERITAT)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 72 p.
- Larsbo M., Jarvis N., 2003. *MACRO 5.0: a model of water flow and solute transport in macroporous soil: technical description*. Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 48 p.
- Leboulanger C., Bérard A., Humbert J.-F., 2004. *Réponses des microalgues d'eaux douces aux pollutions par les pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 80 p.
- Leboulanger C., Bouvy M., Pagano M., Dufour R.-A., Got P., Cecchi P., 2009. Responses of planktonic microorganisms from tropical reservoirs to paraquat and deltamethrin exposure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 56 (1), 39-51.

- Leboulanger C., Amalric L., Bouchez A., Pagano M., Sarazin G., 2010. *Étude comparée des effets de phytosanitaires et de produits de lutte anti-vectorielle sur les communautés microbiennes aquatiques d'écosystèmes tropicaux (ECOMET)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 106 p.
- Leboulanger C., Schwartz C., Somville P., Diallo A.O., Pagano M., 2011a. Sensitivity of two Mesocyclops (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae), from tropical and temperate origins, to the herbicides, diuron and paraquat, and the insecticides, temephos and fenitrothion. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87 (5), 487-493.
- Leboulanger C., Bouvy M., Carre C., Cecchi P., Amalric L., Bouchez A., Pagano M., Sarazin G., 2011b. Comparison of the effects of two herbicides and an insecticide on tropical freshwater plankton in microcosms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 61 (4), 599-613.
- Lenormand T., Bourguet D., Guillemaud T., Raymond M., 1999. Tracking the evolution of insecticide resistance in the mosquito *Culex pipiens*. *Nature*, 400 (6747), 861-864.
- Liégeois M.-H., 1998. *Efficacité et impact environnemental d'un insecticide anti-taupin, le fipronil, en agrosystème simplifié*. Thèse de l'Université Joseph-Fourier, Grenoble, 172 p.
- Lord K.A., Briggs G.G., Neale M.C., Manlove R., 1980. Uptake of pesticides from water and soil by earthworms. *Pest. Sci.*, 11 (4), 401-408.
- Lüring M., 2003. Phenotypic plasticity in the green algae *Desmodesmus* and *Scenedesmus* with special reference to the induction of defensive morphology. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, 39 (2), 85-101.
- Mandal K., Singh B., Jariyal M., Gupta V.K., 2014. Bioremediation of fipronil by a *Bacillus firmus* isolate from soil. *Chemosphere*, 101, 55-60.
- Mayer D.F., Lunden J.D., 1997. Effects of imidacloprid insecticide on three bee pollinators. *Hortic. Sci.*, 29 (1/2), 93-97.
- Mayer D.F., Lunden J.D., 1999. Field and laboratory tests of the effects of fipronil on adult female bees of *Apis mellifera*, *Megachile rotundata* and *Nomia melanderi*. *J. Apic. Res.*, 38 (3-4), 191-197.
- Melander A.L., 1914. Can insects become resistant to sprays. *J. Econ. Entomol.*, 7 (2), 167-173.
- Miniggio C., Borneck R., Arnold G., 1990. *Études des effets à long terme des pesticides chez l'abeille Apis mellifera*. Ministère de l'Environnement, Paris, 17 p.
- Moeur J.E., Istock C.A., 1980. Ecology and evolution of the pitcher-plant mosquito. *J. Animal Ecol.*, 49 (3), 775-792.
- Monard C., Vandenkoornhuysse P., Le Bot B., Binet F., 2011. Relationship between bacterial diversity and function under biotic control: the soil pesticide degraders as a case study. *Isme J.*, 5 (6), 1048-1056.
- Mutero A., Pralavorio M., Bride J.-M., Fournier D., 1994. Resistance-associated point mutations in insecticide-insensitive acetylcholinesterase. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 91 (13), 5922-5926.
- Nasci R.S., 1986. Relationship between adult mosquito (Diptera: Culicidae) body size and parity in field populations. *Environ. Entomol.*, 15 (4), 874-876.
- Nauen R., Ebbinghaus-Kintscher U., Schmuck R., 2001. Toxicity and nicotinic acetylcholine receptor interaction of imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). *Pest Manage. Sci.*, 57 (7), 577-586.
- Oldroyd B.P., 2007. What's killing American honey bees? *Plos Biol.*, 5 (6), 1195-1199.
- Oomen P.A., De Ruijter A., Van Der Steen J., 1992. Method for honeybee brood feeding tests with insect growth-regulating insecticides. *EPPO Bull.*, 22 (4), 613-616.

- Packer M.J., Corbet P.S., 1989. Size variation and reproductive success of female *Aedes punctor* (Diptera: Culicidae). *Ecol. Entomol.*, 14 (3), 297-309.
- Pasteur N., Iseki A., Georghiou G.P., 1981a. Genetic and biochemical studies of the highly active esterases A' and B associated with organophosphate resistance in mosquitoes of the *Culex pipiens* complex. *Biochem. Gen.*, 19 (9-10), 909-919.
- Pasteur N., Sinègre G., Gabinaud A., 1981b. Est-2 and Est-3 polymorphisms in *Culex pipiens* L. from Southern France in relation to organophosphate resistance. *Biochem. Gen.*, 19 (5-6), 499-508.
- Peichl L., Lay J.P., Korte F., 1985. Effects of atrazine and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid to the population-density of phytoplankton and zooplankton in an aquatic outdoor system. *J. Water Wastewat. Res.*, 18 (5), 217-222.
- Pereira M.D.G., Neta L.C.D.S., Fontes M.P.F., Souza A.N., Matos T.C., Sachdev R.D.L., Dos Santos A.V., Da Guarda Souza M.O., De Andrade M.V.A.S., Paulo G.M.M., Ribeiro J.N., Ribeiro A.V.F.N., 2014. An overview of the environmental applicability of vermicompost: from wastewater treatment to the development of sensitive analytical methods. *Sci. World J.*, 2014, 917348-917348.
- Pham-Delègue M.-H., Mouchart A., Decourtye A., Tisseur M., Gandrey J., Devillers J., Budzinski H., Le Ménach K., 2005. *Validation d'un test de laboratoire pour l'évaluation et la prédiction de la toxicité sub létale de produits phytosanitaires sur l'abeille domestique*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 69 p.
- Philogène B.J.R., 2005. Effets non intentionnels des pesticides organiques de synthèse: impact sur les écosystèmes et la faune. In : *Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement : Pesticides et biopesticides* (Regnault-Roger C., Fabres G., Philogène B.J.R., eds.), Lavoisier, Paris, 171-187.
- Rachiq S., Raoui M., Chadli N., Amblard M., Alaoui M.M., Carrias J.F., Sime-Ngando T., Sargos D., 2002. Potentialités phagotrophes des phytoflagellés dans la retenue de barrage Allal El Fassi (Maroc). *Rev. Sci. Eau*, 15 (1), 87-99.
- Ratnieks F.L.W., Carreck N.L., 2010. Clarity on honey bee collapse? *Science*, 327 (5962), 152-153.
- Ravanel P., Chaton P.-F., Raveton M., David J.-P., Aajoud A., Félix D., Lecomte L.-S., Tisseur M., Decourtye A., Chabert A., Gandrey J., 2007. *Écobilan des luttes chimiques contre les larves phytophages du sol. Recherche de stratégies agronomiquement, écologiquement et socialement acceptables*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 90 p.
- Raveton M., Aajoud A., Willison J., Cherifi M., Tissut M., Ravanel P., 2007. Soil distribution of fipronil and its metabolites originating from a seed-coated formulation. *Chemosphere*, 69 (7), 1124-1129.
- Raymond M., Berticat C., Weill M., Pasteur N., Chevillon C., 2001. Insecticide resistance in the mosquito *Culex pipiens*: what have we learned about adaptation? *Genetica*, 112-113, 287-296.
- Reyes M., Franck P., Charmillot P.J., Ioriatti C., Olivares J., Pasqualini E., Sauphanor B., 2007. Diversity of insecticide resistance mechanisms and spectrum in European populations of the codling moth, *Cydia pomonella*. *Pest Manage. Sci.*, 63 (9), 890-902.
- Riedl H., Zelger R., 1994. Erste Ergebnisse der Untersuchungen zur Resistenz des Apfelwicklers gegenüber diflubenzuron. *Obstbau-Weinbau*, 4 (94), 107-109.
- Rohr J.R., Kerby J.L., Sih A., 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *Trends Ecol. Evol.*, 21 (11), 606-613.

- San Miguel A., 2006. *Impact du fipronil et de ses métabolites sur Folsomia candida et Eisenia fetida, bio-indicateurs de la qualité du sol*. Mémoire de Master 2, Université Joseph-Fourier.
- San Miguel A., Raveton M., Lemperiere G., Ravanel P., 2008. Phenylpyrazoles impact on *Folsomia candida* (Collembola). *Soil Biol. Biochem.*, 40 (9), 2351-2357.
- Sauphanor B., Bouvier J.-C., 1995. Cross-resistance between benzoylureas and benzoylhydrazines in the codling moth, *Cydia pomonella* L. *Pest. Sci.*, 45 (4), 369-375.
- Sauphanor B., Cuany A., Bouvier J.-C., Brosse V., Amichot M., Bergé J.B., 1997. Mechanism of resistance to deltamethrin in *Cydia pomonella* (L.) (Lepidoptera: Tortricidae). *Pest. Biochem. Physiol.*, 58 (2), 109-117.
- Sauphanor B., Boisneau C., Simon S., Bouvier J.-C., Boivin T., Defrance H., Casas J., 2004. *Impact biocénotique des modes de protection contre le carpocapse des pommes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.
- Shin K.H., Lim Y., Ahn J.H., Khil J., Cha C.J., Hur H.G., 2005. Anaerobic biotransformation of dinitrotoluene isomers by *Lactococcus lactis subsp lactis* strain 27 isolated from earthworm intestine. *Chemosphere*, 61 (1), 30-39.
- Smith L.C., 1955. DDT resistant codling moth: a report on the 1954-1955 control trials. *J. Dep. Agric. South Australia*, 60, 185-187.
- Soulas G., Duran R., Bastide J., Steinberg C., 2005. *Méthodes de détection et d'évaluation des effets des pesticides sur les micro-organismes du sol*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.
- Stachowski-Haberkorn S., 2008. *Méthodes d'évaluation de l'impact de pesticides sur le phytoplancton marin et le naissain d'huître creuse*. Thèse de doctorat, discipline Océanologie biologique, Université de Bretagne Occidentale, 177 p.
- Stachowski-Haberkorn S., Becker B., Marie D., Haberkorn H., Coroller L., De la Broise D., 2008. Impact of Roundup on the marine microbial community, as shown by an in situ microcosm experiment. *Aquat. Toxicol.*, 89 (4), 232-241.
- Stachowski-Haberkorn S., Quiniou L., Beker B., Haberkorn H., Marie D., De la Broise D., 2009. Comparative study of three analysis methods (TTGE, flow cytometry and HPLC) for xenobiotic impact assessment on phytoplankton communities. *Ecotoxicology*, 18 (3), 364-376.
- Stebbing A.R.D., 1982. Hormesis – the stimulation of growth by low-levels of inhibitors. *Sci. Total Environ.*, 22 (3), 213-234.
- Stoner A., Wilson W.T., 1982. Diflubenzuron (dimilin) – Effect of long-term feeding of low-doses in sugar-cake or sucrose syrup on honey bees in standard-size field colonies. *Amer. Bee J.*, 122 (8), 579-582.
- Stoner A., Wilson W.T., Rhodes H.A., 1982. Carbofuran: Effect of long-term feeding of low doses in sucrose syrup on honey bees in standard-size field colonies. *Environ. Entomol.*, 11 (1), 53-59.
- Stouthamer R., Breeuwer J.a.J., Hurst G.D.D., 1999. *Wolbachia pipientis*: microbial manipulator of arthropod reproduction. *Annu. Rev. Microbiol.*, 53 (1), 71-102.
- Tranvik L.J., Porter K.G., Sieburth J.M., 1989. Occurrence of bacterivory in *Cryptomonas*, a common freshwater phytoplankter. *Oecologia*, 78 (4), 473-476.
- Turquet J., Quiniou F., Stachowski-Haberkorn S., Delesmont R., Durand G., 2010. *Évaluation du risque « pesticides » pour les récifs coralliens de La Réunion (ERICOR)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 139 p.

- US EPA, 1993. *Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase II Toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity*, report EPA-600/R-92/080, Environmental Research Laboratory, Duluth (Minnesota), 71 p.
- Verma K., Agrawal N., Farooq M., Misra R.B., Hans R.K., 2006. Endosulfan degradation by a *Rhodococcus* strain isolated from earthworm gut. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 64 (3), 377-381.
- Villa S., Vighi M., Finizio A., Serini G.B., 2000. Risk assessment for honeybees from pesticide-exposed pollen. *Ecotoxicology*, 9 (4), 287-297.
- Volatier L., 2004. *Réponses d'une communauté périphtyque à un effluent complexe : étude en bio-essais et en canaux artificiels*. Thèse de doctorat, spécialité Sciences et techniques du déchet, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Villeurbanne, 311 p.
- Walsh S., Dolden T., Moores G., Kristensen M., Lewis T., Devonshire A.L., Williamson M., 2001. Identification and characterization of mutations in housefly (*Musca domestica*) acetylcholinesterase involved in insecticide resistance. *Biochem. J.*, 359, 175-181.
- Weill M., Fort P., Berthomieu A., Dubois M.P., Pasteur N., Raymond M., 2002. A novel acetylcholinesterase gene in mosquitoes codes for the insecticide target and is non-homologous to the ace gene *Drosophila*. *Proc. R. Soc. Lond. Series B: Biol. Sci.*, 269 (1504), 2007-2016.
- Weill M., Lutfalla G., Mogensen K., Chandre F., Berthomieu A., Berticat C., Pasteur N., Philips A., Fort P., Raymond M., 2003. Insecticide resistance in mosquito vectors. *Nature*, 423 (6936), 136-137.
- Weill M., Berthomieu A., Berticat C., Lutfalla G., Negre V., Pasteur N., Philips A., Leonetti J.P., Fort P., Raymond M., 2004. Insecticide resistance: a silent base prediction. *Curr. Biol.*, 14 (14), R552-R553.
- Weill M., Duron O., Labbé P., Berticat C., Rousset F., Berthomieu A., Fort P., Raymond M., 2007. *Action directe et indirecte des insecticides sur les bactéries endocellulaires altérant la sexualité des insectes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 76 p.
- Welter S.C., Varela L., Freeman R., 1991. Codling moth resistance to azinphosmethyl in California. *Resist. Pest Manage. Newsl.*, 3 (1), 12.
- Yan G., Severson D.W., Christensen B.M., 1997. Costs and benefits of mosquito refractoriness to malaria parasites: implications for genetic variability of mosquitoes and genetic control of malaria. *Evolution*, 51 (2), 441-450.
- Yen J.H., Barr A.R., 1973. The etiological agent of cytoplasmic incompatibility in *Culex pipiens*. *J. Invert. Pathol.*, 22 (2), 242-250.
- Zhang Y., Shao Y., Jiang F., Li J., Liu Z., 2014a. Identification of two acetylcholinesterases in *Pardosa pseudoannulata* and the sensitivity to insecticides. *Insect Biochem. Mol. Biol.*, 46, 25-30.
- Zhang W., Chen L., Liu K., Chen L., Lin K., Chen Y., Yan Z., 2014b. Bioaccumulation of decabromodiphenyl ether (BDE209) in earthworms in the presence of lead (Pb). *Chemosphere*, 106, 57-64.
- Zhu K.Y., Lee S.H., Clark J.M., 1996. A point mutation of acetylcholinesterase associated with azinphosmethyl resistance and reduced fitness in Colorado potato beetle. *Pest. Biochem. Physiol.*, 55 (2), 100-108.
- Zirbes L., Thonart P., Haubruge E., 2012. Microscale interactions between earthworms and microorganisms: a review. *Biotech. Agron. Soc. Environ.*, 16 (1), 125-131.

Partie 3

Pratiques agronomiques
innovantes pour réduire
l'utilisation des pesticides

La lutte chimique a permis l'adoption de systèmes de production simplifiés très favorables au développement des bioagresseurs, notamment parce que ces systèmes, et les paysages agricoles qu'ils composent, permettent peu leur régulation (Altieri, 1999). Le recours à la lutte chimique s'est ainsi très logiquement accru et les systèmes actuels sont par construction très dépendants des pesticides (Ricci *et al.*, 2011). Une expertise scientifique collective (Aubertot *et al.*, 2005) a conclu à la nécessité de réduire l'utilisation des pesticides pour pouvoir diminuer de manière durable les risques qui en découlent. Pour cela, deux types de leviers peuvent être mobilisés et combinés en fonction des contextes : limiter les transferts de pesticides dans l'environnement ou réduire leur consommation grâce à une utilisation raisonnée et à la conception de systèmes de culture innovants.

Les évolutions des systèmes en agriculture peuvent être analysées au travers du cadre « E-S-R », efficacité-substitution-reconception (Hill et MacRae, 1995). Il s'agit respectivement d'accroître l'efficacité des pratiques conventionnelles en les optimisant, de les remplacer par des pratiques alternatives utilisant pas ou peu de pesticides, sans changements majeurs dans le système de culture, et de reconcevoir le système pour permettre de réduire les risques phytosanitaires en favorisant les régulations naturelles des bioagresseurs. L'objectif de cette « reconception de systèmes » est de créer des conditions défavorables au développement des bioagresseurs, *via* par exemple l'allongement des rotations, l'introduction de cultures de printemps, le décalage des dates de semis (Attoumani-Ronceux *et al.*, 2011).

En ce qui concerne l'efficacité, une des clés est d'éviter les traitements systématiques ou préventifs contre les bioagresseurs, afin de diminuer la fréquence des pulvérisations et/ou les doses de produits utilisées. Cette approche nécessite des outils de gestion des risques phytosanitaires, fondés sur des observations de terrain et des connaissances épidémiologiques des processus impliqués. Des exemples concrets dans ce sens sont les avertissements agricoles, les bulletins de santé du végétal (BSV), la définition de seuils de nuisibilité et de traitement. La réduction des doses appliquées par unité de surface peut être obtenue par l'observation de l'abondance et de la propagation des bioagresseurs. Il s'agit par exemple de ne traiter que les zones infestées (traitement par foyer des plantes adventices ou traitement d'un seul rang de vigne). L'efficacité des pesticides peut également être augmentée par la recherche des conditions optimales de pulvérisation : date, utilisation d'adjuvants, prise en compte du climat (hygrométrie et température), réglage des pulvérisateurs...

Enfin, la durabilité de l'efficacité des pesticides peut être gérée *via* la prévention de l'apparition de résistances chez les organismes cibles visés. Cette prévention s'appuie sur l'alternance de familles chimiques ou l'association de substances actives, afin d'éviter le recours à des traitements répétés à des doses faibles de la même substance active. Plusieurs méthodes (traitements sur seuils, sur rangs, par télédétection...) permettent de déclencher les traitements au moment approprié (présence des bioagresseurs) et de les positionner au mieux. Cependant, elles ne permettent en aucun cas de limiter l'apparition des bioagresseurs dans une logique préventive. Bien que constituant un premier pas vers la réduction des quantités de pesticides, elles ne peuvent permettre une réduction importante de cette utilisation, ce qui implique de revoir les méthodes de contrôle des bioagresseurs.

L'amélioration de l'efficacité des pesticides a été très peu traitée par le programme Pesticides, d'autres programmes étant plus orientés sur cette problématique. Toutefois, certains résultats peuvent apporter des éléments pour enrichir la réflexion sur ce point. C'est le cas notamment des travaux de Robert *et al.* (2015) sur les combinaisons entre structure du peuplement et type de pulvérisation pour optimiser l'efficacité des fongicides sur le blé ou des travaux en écotoxicologie portant sur les impacts des pesticides sur les espèces non cibles (cf. par exemple les travaux de Ravel *et al.* (2007) sur l'efficacité de méthodes de lutte insecticide par pelliculage de semences).

Le programme Pesticides a financé une dizaine de projets sur la conception et l'évaluation de méthodes de lutte se substituant aux produits phytosanitaires sans reconception des systèmes de culture (chapitre 5) et la mise au point de nouvelles stratégies de protection des cultures nécessitant des modifications plus profondes du système pour limiter en amont le développement des bioagresseurs (chapitre 6).

5

Substitution d'autres techniques à l'utilisation des pesticides

De nombreuses méthodes sont disponibles pour la gestion des bioagresseurs, mais la lutte chimique est le moyen le plus utilisé aujourd'hui. Elle peut être associée au contrôle génétique, qui consiste à utiliser des plantes sélectionnées pour leur résistance, leur tolérance ou leurs caractéristiques physiologiques pour réduire les pertes liées aux bioagresseurs. Parmi les travaux concernant la résistance ou la tolérance variétale, certains s'intéressent au contrôle cultural (réduction de la densité de semis et de la fertilisation azotée) (Loyce *et al.*, 2008, 2012 ; Meynard *et al.*, 2009), d'autres aux caractéristiques physiques des plantes (Garin *et al.*, 2014 ; Robert *et al.*, 2008).

La lutte biologique utilise des organismes vivants pour prévenir ou réduire les dommages provoqués par les bioagresseurs. C'est le cas par exemple de l'utilisation du trichogramme pour lutter contre la pyrale du maïs. Dans la littérature, on distingue les méthodes agissant par introduction d'une nouvelle espèce dans un environnement, celles procédant par des lâchers d'un ennemi du bioagresseur (lutte inondative pour les lâchers massifs ou inoculative pour les lâchers en faible quantité) et la manipulation environnementale qui vise à favoriser les ennemis du bioagresseur naturellement présents (lutte biologique par conservation). Ait Barka *et al.* (2014) ont ainsi travaillé au développement d'une méthode de lutte biologique fondée sur l'emploi de bactéries actinomycétales pour contrôler les maladies fongiques de la vigne.

La lutte biotechnique concerne les méthodes utilisant des phénomènes biologiques ou des produits d'origine biologique, mais pas d'organismes vivants. Il peut s'agir par exemple de la confusion sexuelle, qui perturbe la reproduction des insectes par la diffusion de phéromones, ou de l'induction de résistances chez la plante par des éliciteurs qui activent ses mécanismes de défense naturelle. Une telle approche a été utilisée par Faure *et al.* (2013), qui ont travaillé sur le cas de la biostimulation de populations indigènes bactériennes lors de la culture de plants de pomme de terre.

La lutte physique, par l'utilisation de moyens mécaniques, thermiques, électromagnétiques ou pneumatiques peut également être utilisée notamment par le

désherbage mécanique ou l'utilisation de filets constituant une barrière physique pour les insectes ravageurs (Capowiez *et al.*, 2013).

Enfin, le contrôle cultural vise à adapter le système de culture pour limiter les dommages provoqués par les bioagresseurs. Cela conduit à modifier les rotations et à gérer différemment certains éléments de l'itinéraire technique : travail du sol, date et densité de semis, fertilisation. Les travaux mobilisant de telles méthodes, ayant en général une réflexion plus axée sur la reconception des systèmes de culture, sont décrits dans le chapitre 6.

Au niveau supraparcellaire, l'organisation spatiale des cultures peut également être mobilisée pour le contrôle des bioagresseurs en limitant leur propagation (mosaïques de cultures, haies) ou en favorisant leur régulation par les auxiliaires de cultures (haies, bandes enherbées, zones refuges). Des projets du programme ont abordé cet aspect : Cosson *et al.* (2005) pour la gestion du campagnol terrestre et Tixier *et al.* (2010) pour la gestion du charançon du bananier.

Lutte physique : utilisation de filets Alt'Carpo en vergers de pommiers

L'arboriculture fruitière, et en particulier les vergers de pommiers, se trouve confrontée à des impasses techniques, agronomiques et réglementaires, et a besoin de solutions de lutte alternatives aux pesticides. L'encagement des arbres est utilisé depuis longtemps pour la protection des cultures fruitières contre les insectes ou contre les oiseaux et les chauves-souris (Erez *et al.*, 1993 ; Lawson *et al.*, 1994 ; Lloyd *et al.*, 2005). Plus récemment, il a été démontré que les filets paragrêle standard réduisent très significativement les attaques de carpocapses en vergers de pommiers et augmentent l'efficacité de la lutte par confusion sexuelle contre cette espèce (Tasin *et al.*, 2008). Élaboré en 2005 par la Chambre d'agriculture du Vaucluse et le Groupe de recherche en agriculture biologique (Grab), puis validé expérimentalement en 2006, le filet Alt'Carpo adapte ce dispositif de protection physique à une protection contre le carpocapse en modifiant la taille des mailles des filets et en enveloppant l'ensemble des branches des arbres (figure 5.1). Il existe deux types de filets : monorang (chaque rang est couvert isolément) et monoparcelle (la parcelle entière est couverte).

Depuis 2007, le concept se développe dans les vergers du sud-est et du sud-ouest de la France (Sévérac et Romet, 2007, 2008). En 2008, des mesures sur deux couples de parcelles permettant une comparaison directe ont montré que l'indice de fréquence de traitement (IFT) total est réduit de 30 % en production fruitière intégrée par rapport à la production classique et de 50 % en agriculture biologique sans modification des traitements contre les cibles autres que le carpocapse (Sauphanor *et al.*, 2009 ; Sévérac et Romet, 2009). La méthode Alt'Carpo suscite un intérêt fort du fait de sa très grande efficacité sur la cible principale des traitements insecticides et du complément de protection contre le risque climatique qu'elle procure. Par ailleurs, cette méthode est d'une appropriation facile par les arboriculteurs : elle est en diffusion libre et bénéficie de l'appui d'un réseau d'animation.



Figure 5.1. Filets Alt'Carpo monorang (© Simon, Inra).

Effets des filets sur les ravageurs et les maladies

L'analyse des suivis de vergers dans deux régions du sud de la France a montré que les filets Alt'Carpo assuraient une efficacité de protection importante contre le carpocapse (Capowiez *et al.*, 2013). Dans le Sud-Est, en 2010, la proportion de vergers sans dégâts est passée de 18 % sur des parcelles témoins à 58 % sur des parcelles avec filets. De même, en présence de filets Alt'Carpo, aucun verger ne présentait des dégâts significatifs (c'est-à-dire plus de 2 % de fruits piqués) contre 29 % dans les parcelles témoins. Les dégâts provoqués par le carpocapse étaient en moyenne de 0,04 % de fruits attaqués sous filets contre 0,88 % en vergers non couverts. Dans le Sud-Ouest, l'efficacité des filets monoparcelle était du même ordre de grandeur que celle procurée par l'utilisation de la confusion sexuelle (environ 58 % des vergers sans aucun dégât).

Au-delà du carpocapse, l'analyse des attaques et dégâts liés aux autres ravageurs et aux maladies n'a pas mis en évidence d'effets nets imputables au filet. Pour les pucerons, les résultats sont apparus parfois contradictoires : assez forte augmentation dans les parcelles Alt'Carpo avec des attaques significatives de puceron lanigère dans le Sud-Est, alors que les filets ont semblé réduire la proportion de parcelles attaquées dans le Sud-Ouest ; aucun effet net sur le puceron vert ou sur le puceron cendré n'a été observé. Les suivis des ravageurs secondaires (mineuse, pou de San José, zeuzère, capua, acariens, etc.) n'ont pas montré de recrudescence particulière en présence de filets.

Trois hypothèses ont été avancées pour expliquer la diminution des dégâts de lépidoptères (carpocapse et tordeuse orientale du pêcher) sous les filets :

- la perturbation du vol des adultes diminuant le taux de rencontre des mâles et femelles ;
- l'effet « barrière physique » pour l'accès des sites de ponte pour les femelles fécondées ;
- le fait que les femelles ne pondent qu'à proximité de sites favorables au développement des larves (fruits ou pousses selon les espèces et la génération).

Les travaux réalisés par Capowiez *et al.* (2013) sur des vergers sans protection insecticide avec des insectes d'élevage habitués à se reproduire dans des situations confinées et avec des insectes issus de vergers ont montré que la protection par les filets induit une réduction des larves diapausantes⁶⁰ de 300 à 500 % selon la variété (automne 2010). L'analyse de l'apparementement entre larves diapausantes, effectuée à l'aide de 26 locus microsatellites⁶¹, a confirmé le passage de femelles entre les mailles des filets Alt'Carpo. Une femelle fécondée est donc susceptible de pondre dans différents rangs même protégés par des filets. Néanmoins, les analyses ont révélé une polyandrie⁶² trois fois plus forte sous les rangs protégés par rapport aux rangs témoins, suggérant que les filets constituent une barrière plus difficilement franchissable pour les femelles que pour les mâles carpocapses (Franck *et al.*, 2010, 2011). En conclusion, les filets Alt'Carpo représentent d'abord une barrière physique qui diminue fortement, mais pas totalement, la présence des carpocapses ; le confinement sous les filets perturbe également le vol nuptial du carpocapse. C'est l'addition de ces deux phénomènes qui est vraisemblablement responsable de l'efficacité des filets Alt'Carpo (Sauphanor *et al.*, 2012).

Effets des filets sur l'utilisation des pesticides et conséquences sur l'environnement

Grâce à l'utilisation de deux réseaux d'expérimentation dans deux régions françaises sur les campagnes 2010 et 2011, Capowiez *et al.* (2013) ont pu analyser les conséquences de l'installation des filets Alt'Carpo sur l'utilisation de pesticides (indicateur de pression IFT par type de produit) et sur les impacts agroenvironnementaux (indicateurs d'impact I-PHYarbo⁶³ et EIQ – *Environmental Impact Quotient*). La qualité de la pulvérisation a été mesurée sous filets monorang par

60. La diapause est l'arrêt temporaire de l'activité ou du développement chez les insectes, en hiver, à la saison sèche ou en cas de carence alimentaire.

61. Les locus microsatellites sont des régions du génome contenant des séquences d'ADN répétées en tandem (microsatellites), entourées à droite et à gauche de séquences uniques ; ils sont utilisés comme marqueurs pour les analyses génétiques.

62. La polyandrie est la situation d'une espèce animale où la femelle s'accouple avec plusieurs mâles.

63. I-PHYarbo permet d'évaluer cinq risques en fonction des propriétés des molécules appliquées : entraînement vers les eaux profondes par lessivage ; entraînement vers les eaux de surface par ruissellement, érosion ou dérive ; propagation vers l'air par volatilisation ; risque lié à la dose utilisée ; et enfin, un risque toxicologique et écotoxicologique global qui fait une synthèse des quatre premiers.

l'exposition de papiers hydrosensibles installés dans la végétation et sur le tronc des arbres à différentes hauteurs ; aucune différence de qualité de la pulvérisation sous filets par rapport aux arbres témoins non couverts n'a été notée. Pour ce qui est des filets monorang, l'analyse des indicateurs pesticides a montré une bonne corrélation entre la pression et les impacts environnementaux : une baisse d'IFT se traduit par une diminution globale des indicateurs d'impact. Cependant, pour un même IFT, la variabilité des impacts est assez importante. Dans le Sud-Est, où les filets monorang sont très majoritaires, une réduction très significative (- 40 %) de l'IFT total dans les vergers en agriculture biologique (IFT de 24 sur le témoin contre 14 avec le filet Alt'Carpo) a été observée ; elle s'explique principalement par une réduction très significative des IFT insecticides microbiologiques, type carpovirusine et Bt (4,7 avec filet contre 11,0 sans filet). La comparaison des indicateurs montre que la réduction d'IFT avec les filets monorang se traduit globalement par une réduction des impacts environnementaux, mais les effets sont relativement faibles et souvent non significatifs. Dans les vergers en production fruitière intégrée du Sud-Est, l'introduction de filets monorang n'implique pas une réduction significative de l'IFT. De même, dans le réseau d'expérimentation implanté dans le Sud-Ouest, équipé uniquement de filets monoparcelle, l'utilisation de filets Alt'Carpo ne se traduit pas par une réduction significative des IFT, avec au contraire une légère augmentation (IFT de 36,3 sur le témoin contre 39,2 avec filet Alt'Carpo). Ces résultats sont la conséquence de l'utilisation conjointe, dans certains vergers, d'insecticides et de filets monoparcelle, ces derniers n'étant pas suffisamment efficaces dans des parcelles déjà fortement infestées par le carpocapse. Néanmoins, cette lutte physique se traduit en général par une réduction du nombre d'insecticides utilisés de deux à trois par rapport à des parcelles sans filet, même si ce n'est pas systématique.

Effets agrophysiologiques des filets sur la production de pommes

Les suivis réalisés sur deux dispositifs en parcelles expérimentales à Avignon (Inra de Gotheron) ne mettent pas en évidence d'effet du filet sur l'humidité relative, mais montrent une augmentation de la température de l'air la journée de 0,7 °C en présence d'un filet monorang. Le filet Alt'Carpo absorbe en moyenne sur la journée jusqu'à 15,8 % du rayonnement photosynthétique actif. Si ces modifications microclimatiques peuvent paraître faibles, l'effet cumulé sur la durée du cycle pourrait avoir des conséquences sur les performances agronomiques des vergers (croissance de l'arbre, mise à fruits, qualité de la production). Néanmoins, aucun effet sur la croissance des rameaux (accroissement en longueur ou nombre de feuilles de mai à juillet) et des fruits (accroissement du diamètre mesuré de juin à la récolte) n'a été observé en 2010 et 2011. Seule une moindre coloration des fruits (variété Ariane) est notée sous filets en 2010. Le rendement (poids par arbre, nombre de fruits par arbre), le poids moyen des fruits et la qualité des fruits, mesurée par la teneur en sucre et l'acidité, ne sont pas significativement différents avec ou sans filet. Des analyses des concentrations en différents acides et sucres réalisées en 2010 sur la variété Granny ne montrent pas de modification de la composition de la pulpe des fruits due à la présence des filets.

En conclusion, les résultats de Capowiez *et al.* (2013) dans les vergers sous filets monorang du Sud-Est de la France (qu'ils soient conduits en agriculture biologique ou en production fruitière intégrée) ont confirmé l'efficacité, sur le plan agronomique, des filets Alt'Carpo contre le carpocapse des pommes. Cette innovation technologique a permis une réduction significative des IFT totaux dans les vergers en agriculture biologique, s'expliquant principalement par une réduction très importante des IFT insecticides microbiologiques. Dans les vergers en production fruitière intégrée, la baisse existe mais n'est pas significative. Par ailleurs, il convient de souligner que les résultats dans les vergers sous filets monoparcelle montrent une moindre efficacité, sans réduction des IFT.

En termes de mécanisme d'action, les filets représentent une double barrière : d'abord physique, en limitant le nombre de carpocapses pouvant atteindre les pommiers, et ensuite comportementale, en réduisant significativement le nombre d'accouplements sous les filets. Aujourd'hui, d'autres utilisations (contrôle de la charge en fruits, ajout de plantes relais⁶⁴ sous les filets...) et d'autres types de filet (par exemple bâche anti-pluie pour limiter les maladies fongiques) sont à l'étude.

Luttes biotechnique et biologique

Le développement des technologies moléculaires a ouvert de nouvelles perspectives de recherche pour l'élaboration de méthodes de contrôle des bioagresseurs. Les recherches menées dans ce domaine concernent surtout les interactions plantes-pathogènes et leurs mécanismes génétiques, l'analyse de gènes clés contrôlant le développement et la reproduction des insectes, et l'étude d'insecticides et de fongicides biologiques (Aubertot *et al.*, 2005). Les deux exemples présentés ci-après utilisent les outils disponibles pour, d'une part, développer une méthode de lutte biotechnique exploitant les propriétés de populations bactériennes telluriques contre une maladie de la pomme de terre (Faure *et al.*, 2013) et, d'autre part, produire des biofongicides contre les maladies de la vigne (Ait Barka *et al.*, 2014).

Lutte biotechnique : biostimulation de bactéries en culture de plants de pomme de terre

La production de tubercules de plants de pomme de terre est confrontée à des pertes importantes dues à des bactéries phytopathogènes, dont *Pectobacterium* (figure 5.2). Jusqu'à présent, la lutte contre ces ravageurs a impliqué l'utilisation de bactéricides non spécifiques, qui ont soit été interdits, soit fait preuve d'une efficacité faible avec un coût environnemental potentiellement élevé, comme certains traitements cupriques (Ordax *et al.*, 2006 ; Priou et Jouan, 1996 ; Silver,

64. Les plantes relais sont des plantes hôtes des insectes auxiliaires, implantées de façon préventive près de la culture à protéger. Leur fonction est d'assurer la présence permanente des auxiliaires avant l'arrivée du ravageur.

1996). La filière plants de pomme de terre est demandeuse de nouvelles solutions pour le contrôle de cette maladie. Les facteurs de virulence⁶⁵ de *Pectobacterium* sont les enzymes de macération de la paroi pectocellulosique et des effecteurs⁶⁶ de mort cellulaire de la plante hôte. Leur production dépend de la synthèse et de l'accumulation d'un signal moléculaire bactérien de la classe des N-acyl homosérine lactones (NAHL) (Barnard et Salmond, 2007). L'expression génique est ainsi dépendante de la présence d'un nombre minimum de bactéries (quorum) ; cette voie de régulation est appelée *Quorum-Sensing* ou QS (Keller et Surette, 2006). En conséquence, tout procédé visant à limiter la production, l'accumulation ou la perception du signal NAHL conduira à l'affaiblissement de la virulence de *Pectobacterium*. Il existe deux façons d'inactiver la régulation QS. La première implique l'utilisation de molécules dites QSI, pour *Quorum-Sensing Inhibitors*, qui vont empêcher la reconnaissance du signal par leur récepteur moléculaire (Rasmussen et Givskov, 2006). La seconde vise à détruire les signaux NAHL, le plus souvent au moyen d'enzymes, telles que lactonases et amidases (Dong et Zhang, 2005).



Figure 5.2. Flétrissement de plants de pomme de terre dû à la maladie de la jambe noire, provoquée par des bactéries du genre *Pectobacterium* (© CNRS/CNPPT).

65. Les facteurs de virulence sont, au sens strict, des substances produites par un micro-organisme qui peut être pathogène pour un organisme hôte. Au sens large, les facteurs de virulence désignent n'importe quel composant d'un micro-organisme qui est nécessaire ou qui potentialise sa capacité à provoquer une maladie (Schaechter *et al.*, 1999).

66. En phytopathologie, les effecteurs désignent certains composés d'origine microbienne qui activent une réponse de défense chez les plantes hôtes, dont la mort cellulaire.

Faure *et al.* (2013) ont cherché à évaluer une écotechnologie relevant de la deuxième stratégie. Le procédé consiste en l'application de molécules biodégradables, les biostimulateurs, sur les cultures de plants de pomme de terre (Cirou *et al.*, 2007). Les biostimulateurs favorisent, dans la rhizosphère, la croissance des bactéries indigènes naturellement capables de dégrader les NAHL par voie enzymatique. Parmi ces bactéries domine l'espèce non pathogène et ubiquiste *Rhodococcus erythropolis*, chez laquelle trois voies de dégradation des signaux NAHL ont été identifiées (Uroz *et al.*, 2005, 2008).

Les biostimulateurs étudiés sont la gamma-caprolactone ou GCL et la gamma-heptalactone ou GHL. Ces deux molécules sont des composants naturels des plantes et sont également synthétisées de manière industrielle dans les filières cosmétique et agroalimentaire pour être utilisées comme arômes. De 2005 à 2009, la GCL et la GHL ont été testées en condition de culture préindustrielle en partenariat avec le Comité Nord plants de pommes de terre (CNPPT), permettant ainsi le dépôt d'un brevet sur leur usage contre des pathogènes (Faure *et al.*, 2007).

Des méthodes de chimie analytique (HPLC-MS, *High-performance liquid chromatography-mass spectrometry*) ont été mises au point, permettant la détection et le dosage de GHL et de GCL dans des échantillons biologiques (sol, eau et plante). Ces analyses ont montré leur dégradation rapide (quelques jours) dans la rhizosphère. De plus, la population cible des biostimulateurs a été identifiée : il s'agit de *R. erythropolis*, qui représente jusqu'à plus de 90 % des isolats dégradant les signaux NAHL. Deux types de populations non cibles ont également été étudiés : des populations produisant des signaux NAHL et des populations commensales (non pathogènes) de la rhizosphère comme les *Pseudomonas* fluorescents. Ces populations non cibles ne sont pas affectées par l'apport de GCL ou de GHL (Cirou *et al.*, 2007).

Une approche de métagénomique fonctionnelle et d'analyse globale de la diversité bactérienne (séquençage du gène *rrs*) a permis d'identifier de nouveaux marqueurs de l'impact de la GCL et de la GHL sur les fonctions et la composition des communautés de bactéries (Tannières *et al.*, 2013 ; Cirou *et al.*, 2012). Ces travaux ont été réalisés en conditions de culture hors sol et confinées, c'est-à-dire dans les conditions utilisées lors des premières étapes de propagation des plants de pomme de terre par le CNPPT. Cette étape est essentielle, mais ne représente qu'une faible part des volumes de tubercules produits par le CNPPT. Faure *et al.* (2013) ont donc proposé d'évaluer l'impact agronomique et environnemental de cette écotechnologie, afin de stimuler son transfert.

Essais en macrocosmes de sol en serre

Les résultats acquis par Faure *et al.* (2013) lors d'essais en sol confirment la bonne biodégradabilité de la GHL introduite, mais montrent une absence d'augmentation du niveau des populations de *R. erythropolis* natives du sol dans la condition de simple biostimulation par la GHL (figure 5.3), contrairement aux effets observés en cultures hydroponiques (Cirou *et al.*, 2012). Lorsque la souche de *R. erythropolis* R138 est introduite seule dans la rhizosphère de plants de pomme de terre, une faible (ou non significative) augmentation

des populations cibles est observée. Toutefois, la colonisation de la rhizosphère est forte lors du couplage des agents biologique *R. erythropolis* R138 et biochimique GHL : les populations cibles atteignent 40 % de la communauté cultivable. En l'absence de nouveaux traitements, la population introduite *R. erythropolis* R138 décroît en quelques semaines. L'installation de cette population est donc transitoire.

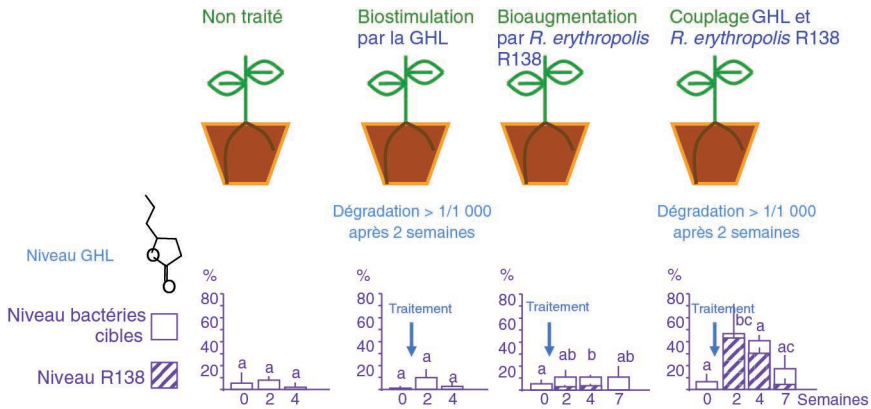


Figure 5.3. Effets des traitements sur les populations cibles en macrocosmes de sol (Faure *et al.*, 2013).

Cette expérience compare la détection de l'agent biochimique introduit GHL (dont le niveau après deux semaines est plus de 1 000 fois inférieur au niveau initial) et le pourcentage de populations cibles (soit toutes les bactéries dégradant les signaux NAHL – barres blanches –, soit la population introduite de *R. erythropolis* R138 – barres hachurées) par rapport au nombre total des bactéries cultivables issues des rhizosphères de plants de pomme de terre, soumises aux quatre conditions suivantes : non traitées (témoin) ; traitées avec la GHL seule ; traitées avec la bactérie *R. erythropolis* R138 seule ; traitées avec le couplage de la GHL et de *R. erythropolis* R138. La flèche bleue indique la date d'introduction des traitements, soit 1 heure après le prélèvement des échantillons à $t = 0$. Les valeurs statistiquement différentes (test de Student, $p < 0,05$) des pourcentages du niveau des bactéries cibles au sein d'une condition sont indiquées par des lettres différentes. La condition de couplage (GHL+R138) montre la plus grande amplitude de stimulation des populations cibles après traitement.

Les analyses de diversité montrent que la structure des communautés bactériennes des échantillons traités en couplant l'introduction de la population R138 et la biostimulation par la GHL est différente de la structuration des communautés bactériennes témoins non traitées. En revanche, les échantillons traités uniquement par biostimulation GHL ne sont pas statistiquement différents des précédents ni des témoins non traités (figure 5.4). Les populations cibles du genre *Rhodococcus* augmentent le plus dans le traitement couplé (introduction de la population R138 et biostimulation GHL). Parmi les genres plus abondants, les genres dominants comme *Pseudomonas* ou *Acidovorax* ne sont pas affectés par les traitements. Ces données suggèrent que les traitements ont un impact mesurable, mais n'affectent pas les populations dominantes de la rhizosphère de plants de pomme de terre.

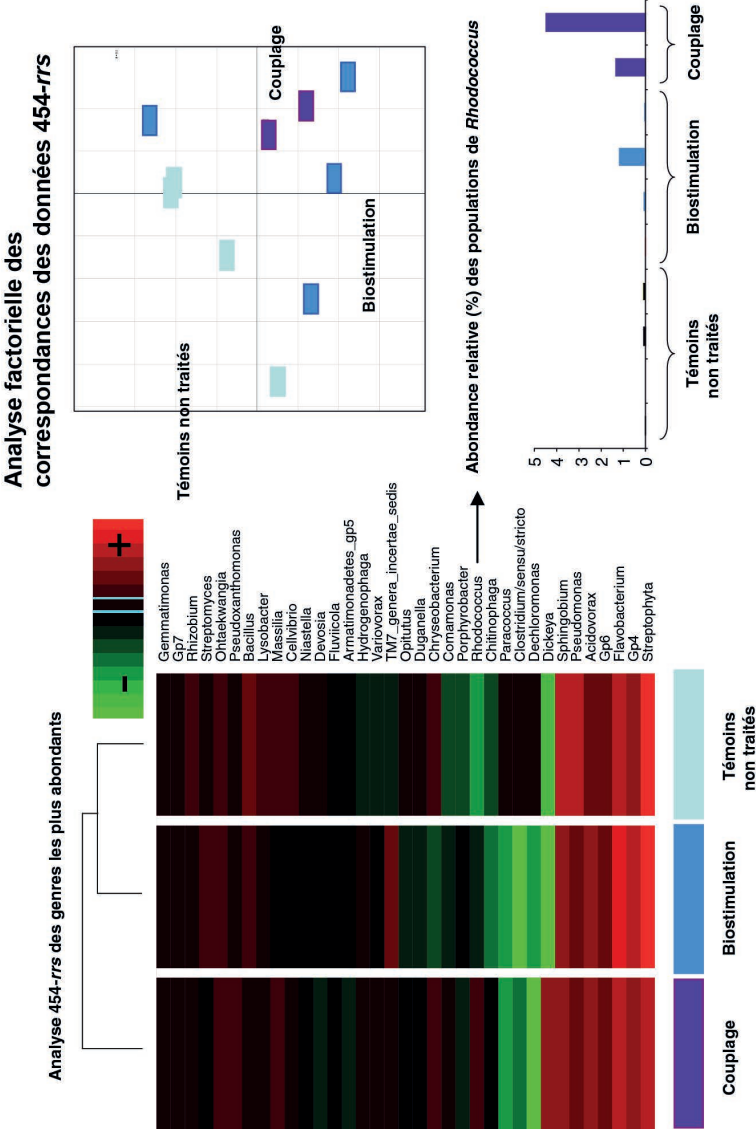


Figure 5.4. Analyse globale de la diversité bactérienne en macrocosmes de sol (Faure et al., 2013).

Les échantillons de rhizosphères non traitées (symboles bleu clair) et traitées par biostimulation seule (GHL ; symboles bleus) et couplage (GHL+R. erythropolis R138 ; symboles violets) de l'expérience décrite dans la figure 5.3 sont prélevés au temps $t = 2$ semaines et analysés pour la diversité bactérienne par amplification et séquençage 454 du gene rrs. À gauche est indiquée l'abondance relative des genres et groupes bactériens les plus abondants dans chacun des échantillons analysés ; en bas à droite est indiqué le niveau des populations de *Rhodococcus* (% des populations totales) ; en haut à droite l'analyse factorielle des correspondances indique une structure des communautés bactériennes différente pour les trois types de traitements.

Essais en conditions de plein champ

Une expérimentation en conditions de plein champ conçue avec le CNPPT et conduite pendant deux campagnes (2011 et 2012) a permis de vérifier l'efficacité de cette technique, en comparaison avec un traitement au sulfate de cuivre, autorisé, mais de faible efficacité contre le pathogène. Après avoir testé différentes modalités d'apport des pathogènes, l'utilisation de tubercules sains inoculés artificiellement a été retenue. La figure 5.5 présente un exemple de résultats : les relevés montrent une baisse significative des symptômes provoqués par *Pectobacterium* avec le traitement de l'agent biologique R138 biostimulé par le produit GHL, ainsi qu'avec le traitement au sulfate de cuivre.

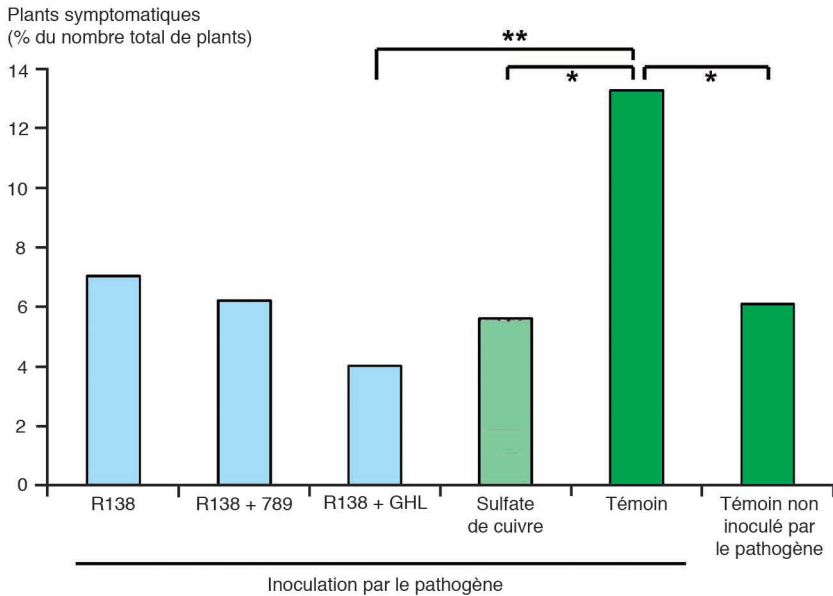


Figure 5.5. Effets des traitements en parcelle : pourcentage de plants symptomatiques (Beaurains, campagne 2011) (Faure *et al.*, 2013).

Les modalités testées sont : (1) témoin avec des tubercules non inoculés par le pathogène ; (2) témoin avec des tubercules contaminés par le pathogène *P. atrosepticum* 6276 ; (3) tubercules contaminés par le pathogène *P. atrosepticum* 6276 avec les traitements phytoprotecteurs suivants : agent biologique R138 seul, agent biologique R138 biostimulé par un produit complexe nommé 789, dont la composition est confidentielle, ou par la GHL ; (4) témoin avec des tubercules contaminés par le pathogène *P. atrosepticum* 6276 traités au sulfate de cuivre. Les symboles * et ** indiquent des valeurs significativement différentes à 0,05 et 0,005 avec un test de Chi 2.

En conclusion, les résultats de Faure *et al.* (2013) ont permis de démontrer l'efficacité de la biostimulation visant à favoriser des bactéries indigènes ou introduites capables de réduire la virulence du pathogène de la pomme de terre, *Pectobacterium*. Ainsi, l'introduction couplée de l'agent biologique *R. erythropolis* et de l'agent biostimulateur GHL est la meilleure combinaison permettant l'installation de l'agent biologique dans la rhizosphère de plants de pomme de

terre. Cette biostimulation est transitoire, ce qui est un avantage pour limiter l'impact environnemental du traitement, mais aussi une contrainte, car elle doit être renouvelée au cours du cycle de culture. La fréquence optimale de biostimulation est en cours d'évaluation. Grâce à la collaboration avec la profession, Faure *et al.* (2013) ont également testé ce procédé au champ et montré une diminution des symptômes après traitements. D'autres essais sont engagés pour évaluer cette approche et la comparer avec d'autres stratégies de phytoprotection.

Lutte biologique : emploi de bactéries actinomycétales contre les maladies fongiques en viticulture

La viticulture est un secteur fortement consommateur en pesticides, notamment pour le contrôle des maladies fongiques. *Botrytis cinerea* est l'un des champignons phytopathogènes majeurs pour la vigne et du vin (Pezet *et al.*, 2004). Les producteurs sont dans l'attente de solutions alternatives permettant de lutter contre ce champignon en diminuant l'utilisation des pesticides. Parmi les bactéries, les actinomycètes constituent une partie importante de la population du sol. Elles sont capables de coloniser la rhizosphère grâce à leurs caractères antagonistes à l'égard des autres microorganismes du sol. En outre, elles produisent des métabolites aux structures chimiques et activités biologiques diverses (Cao *et al.*, 2005 ; Ouhdouch *et al.*, 2001). Ces microorganismes sont de ce fait utilisés largement en lutte biologique (Lehr *et al.*, 2008 ; Shih *et al.*, 2003). Ait Barka *et al.* (2014) ont ainsi eu pour objectif de mettre au point un procédé permettant l'utilisation de bactéries actinomycétales pour la réduction de l'utilisation des pesticides en viticulture.

Les effets de la souche d'actinomycète *Streptomyces annulatus* (S37) sur le développement de *B. cinerea* ont été étudiés sur un modèle de culture cellulaire d'une part et sur des plantules *in vitro* d'autre part, en faisant appel à différentes techniques de laboratoire (biologie cellulaire et moléculaire). Ces expériences ont permis de comparer à un témoin non traité les effets de trois applications – *B. cinerea* seules, S37 seules et *B. cinerea* associées à S37.

En culture cellulaire, *B. cinerea* induit une mort cellulaire programmée et ce phénomène est réduit en présence de S37. Tous les traitements induisent une production de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), qui joue un rôle important dans la résistance des plantes ; cependant, l'application simultanée de S37 et *B. cinerea* entraîne une amplification et anticipation de cette réponse (figure 5.6).

Une potentialisation (induction rapide et intense) de l'expression des gènes de défense dans les suspensions de cellules traitées par S37 avant infection par *B. cinerea* a également été observée. Les données de l'étude sur plantules de vigne *in vitro* semblent confirmer les résultats de l'analyse moléculaire et démontrer que la présence de la bactérie S37 induit la formation d'un certain nombre de métabolites impliqués dans les mécanismes de défense, améliorant ainsi la protection contre *B. cinerea* (figure 5.7).

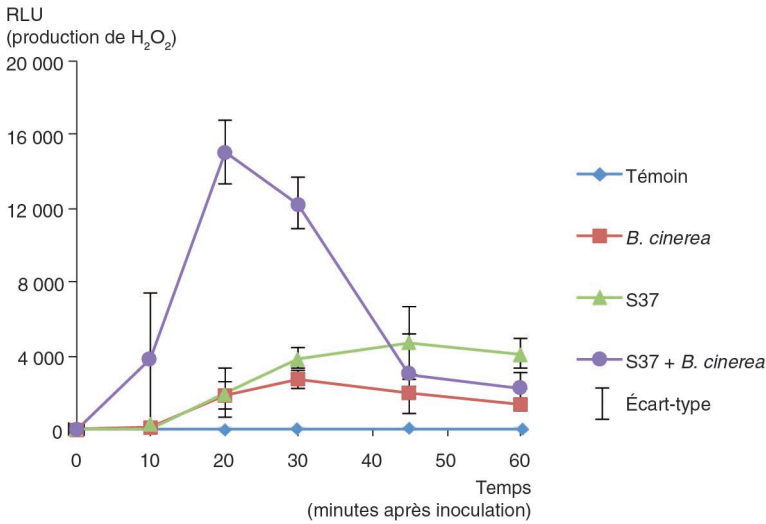


Figure 5.6. Production de H₂O₂ dans les suspensions cellulaires de vigne (Ait Barka *et al.*, 2014), mesurée par chimioluminescence du luminol à l'aide d'un luminomètre et exprimée en unités relatives de lumière ou *Relative Light Units* (RLU).

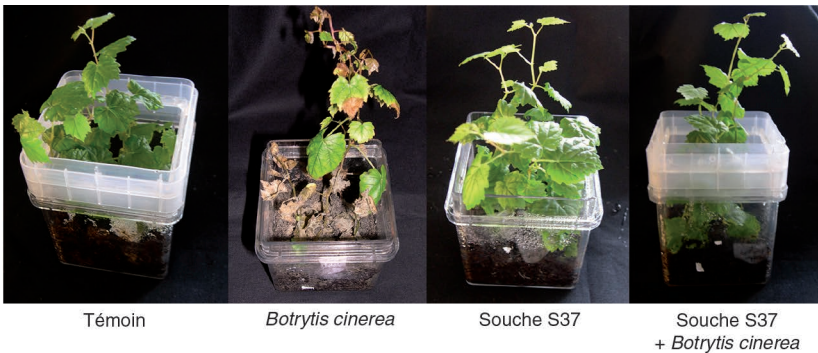


Figure 5.7. Effet de la souche S37 sur le développement de *Botrytis cinerea* (Ait Barka *et al.*, 2014).

Ainsi, les travaux d'Ait Barka *et al.* (2014) ont montré que la souche d'actinomycète S37 renforce la résistance de la vigne contre *B. cinerea*. Un brevet a été déposé (Loqman *et al.*, 2009), afin d'exploiter l'emploi de la souche et des molécules qu'elle est capable de sécréter. Les perspectives sont d'étendre les champs d'application de la souche et de ses molécules à d'autres pathogènes de la vigne (mildiou ou oïdium) ou à d'autres cultures, comme les céréales.

Conclusion

Les travaux de Capowiez *et al.* (2013), Faure *et al.* (2013) et Ait Barka *et al.* (2014) ont permis de tester des solutions de substitution aux pesticides par lutte physique, biotechnique ou biologique. Ils ont ainsi mis en avant l'efficacité des

filets Alt'Carpo en vergers de pommiers, l'intérêt de la biostimulation face à un pathogène de la pomme de terre ou encore l'utilisation de bactéries actinomycétales comme antifongique pour la vigne. L'évaluation de la durabilité de ces pratiques alternatives reste un enjeu essentiel, tout comme la question de leur statut juridique, en particulier vis-à-vis de la réglementation européenne⁶⁷. Dans les exemples présentés, des brevets ont été déposés ou sont en cours de dépôt (Loqman *et al.*, 2009). Par ailleurs, la profession agricole est apparue fortement impliquée dans ces travaux (réseau Alt'Carpo, CNPPT), confirmant son intérêt pour les techniques de substitution plus accessibles car permettant la réduction d'utilisation des pesticides avec un effort modéré par rapport aux techniques impliquant la reconception des systèmes de culture (Butault *et al.*, 2010). Toutefois, les techniques proposées ne suffisent souvent pas pour obtenir un bon niveau de contrôle des bioagresseurs, surtout quand ceux-ci sont déjà installés. Il s'agit de solutions qui peuvent être complémentaires à l'utilisation des pesticides ou à d'autres pratiques de gestion des bioagresseurs ; la question de leur combinaison dans des stratégies impliquant d'autres types de techniques pour aller plus loin dans la reconception des systèmes reste donc posée.

67. Le règlement 1107/2009, applicable depuis juin 2011, vise à améliorer la « protection de la santé humaine et animale et de l'environnement » et définit les conditions d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, notamment ceux dits à « faible risque ».

6

Reconception des systèmes de culture pour réduire l'utilisation des pesticides

Les systèmes de culture actuels (rotations courtes, usage de variétés productives mais peu résistantes aux maladies, semis à forte densité et fertilisation élevée) sont structurellement dépendants des pesticides. Une réduction significative de leur utilisation nécessite de revoir la construction de ces systèmes, en y introduisant d'une manière combinée plusieurs techniques (chacune à efficacité partielle) permettant de créer des conditions défavorables au développement des ennemis des cultures (Aubertot *et al.*, 2005 ; Butault *et al.*, 2010). Il s'agit donc de mettre au point des stratégies permettant de limiter le développement des populations de bioagresseurs plutôt que de lutter contre ceux-ci une fois les dégâts avérés (Lucas, 2009). Une telle démarche s'inscrit dans le cadre de protection et de production intégrées, le contrôle des bioagresseurs faisant partie d'un système complexe. La gestion de ces bioagresseurs s'appuie alors sur différentes stratégies reposant sur une vision globale de leur cycle (Aubertot *et al.*, 2005 ; figure 6.1).

Différentes pratiques permettent d'agir sur le stock initial de certains bioagresseurs : adaptation de la rotation, du travail du sol (incluant la gestion des résidus de cultures), lutte biologique ou physique, faux semis. Lors du développement de la culture, des stratégies d'évitement ou d'échappement peuvent être mobilisées ; elles consistent à éviter la concomitance entre la phase de contamination du bioagresseur et la période de sensibilité de la culture, ou à développer des cultures qui défavorisent l'attaque des bioagresseurs par exemple *via* l'adaptation de la date de semis. Des stratégies d'atténuation permettent de trouver des modalités de réduction des dégâts au moment du contact de la culture et du bioagresseur, par exemple *via* une modification de l'état du peuplement : il s'agit d'augmenter la compétitivité de la culture et d'éviter les conditions favorables au développement et à la propagation du ou des bioagresseurs. Pour cela, il est possible de jouer sur le choix variétal, les dates et densités de semis et la fertilisation (Attoumani-Ronceux *et al.*, 2011 ; Baccar *et al.*, 2011).

Ces différentes stratégies doivent être combinées, mais, contrairement à l'utilisation des pesticides qui peut être relativement homogène d'une parcelle à une

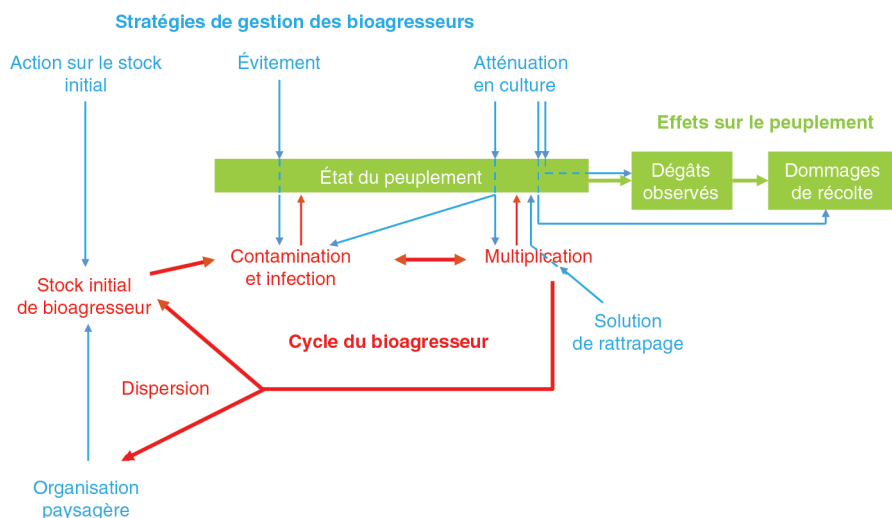


Figure 6.1. Différentes stratégies de gestion des bioagresseurs (d'après Attoumani-Ronceux *et al.*, 2011).

Le terme « état du peuplement » comprend ici la structure de ce peuplement (hauteur, densité, indice foliaire), son statut hydrique et minéral et l'état physiologique des organes. Il est directement lié à son stade de développement.

autre (à un problème donné, une solution chimique est trouvée), il n'existe pas de solution unique (c'est-à-dire une combinaison unique de techniques) applicable dans toutes les parcelles (Meynard, 2008 ; Meynard et Girardin, 1991). Les combinaisons de pratiques doivent être adaptées à la situation de production (Aubertot et Robin, 2013). Plusieurs travaux financés dans le cadre du programme Pesticides se sont ainsi intéressés à la conception de systèmes de culture innovants, mobilisant une ou plusieurs des stratégies évoquées précédemment. Ils sont présentés ci-après, par système de production.

Reconception des systèmes en grandes cultures

Les grandes cultures représentent 46 % de la surface agricole utile (SAU) française et consomment 70 % des pesticides vendus en France (Butault *et al.*, 2010) ; environ 60 % de ces pesticides sont utilisés sur du blé et du colza. Les principaux bioagresseurs des grandes cultures sont les plantes adventives et les champignons phytopathogènes (Aubertot *et al.*, 2005). Ainsi, les herbicides représentent environ 40 % de l'IFT moyen en grandes cultures, les fongicides 30 % et les insecticides 15 %. L'étude Écophyto R&D (Butault *et al.*, 2010) a permis, sur ces cultures, de renseigner quantitativement les effets attendus de la « mobilisation » de leviers agronomiques tels que l'allongement et la diversification des rotations, les modifications des dates et densités de semis et le choix variétal. L'application de ces techniques doit permettre une diminution des risques de développement des bioagresseurs et par conséquent une réduction de l'utilisation des pesticides,

avec un maintien de la marge brute, pour la plupart des grandes cultures. De telles approches sont illustrées ci-après à travers quatre projets financés dans le cadre du programme Pesticides.

Impact de l'architecture du blé sur le contrôle de la septoriose

Étant donné les surfaces occupées par le blé (figure 6.2) et le poids des fongicides appliqués, la réduction de l'utilisation de ces produits pour cette culture constitue un enjeu majeur au niveau national. L'architecture du couvert a une influence sur le développement des maladies (Garin *et al.*, 2014 ; Lovell *et al.*, 2004 ; Robert *et al.*, 2008) et agit également sur l'interception du fongicide par les plantes et donc sur l'efficacité des traitements, ainsi que sur les pertes des fongicides dans l'environnement (Gyldenkaerne *et al.*, 1999 ; Henriet *et al.*, 2005).



Figure 6.2. Champ de blé (Grignon, Île-de-France) (© Robert, Inra).

Robert *et al.* (2015) ont proposé de prendre en compte les interactions entre architecture du couvert, développement épidémique et interception des fongicides pour raisonner et réduire leur utilisation. Ils ont ainsi testé des variétés de blé développant des architectures différentes. La septoriose a été retenue comme maladie modèle, car c'est l'une des maladies majeures du blé en France et son contrôle est assuré essentiellement par la lutte chimique. Les travaux ont associé modélisation et expérimentations. Ces dernières ont été de deux types. En conditions contrôlées, les expérimentations ont permis de mieux comprendre les mécanismes liant l'architecture des plantes, le développement du champignon et le

devenir du fongicide sur les feuilles ; au champ, les expérimentations ont permis de tester l'opérationnalité de l'approche sur le terrain. Un modèle simulant le développement des plantes, l'interception du fongicide et les épidémies à l'échelle du couvert végétal a été mis au point. Les résultats des trois approches développées sont présentés dans les paragraphes suivants : expérimentations en conditions contrôlées, expérimentations au champ et modélisation du système blé-champignon-fongicide.

Développement de la septoriose et devenir des fongicides sur les plantes en conditions contrôlées

Une expérimentation en serre sur les lignées de blé Mercia sauvage et Mercia naine (également appelée Mercia *rht3*, car comprenant l'allèle *rht3* pour la hauteur) a permis d'obtenir des données fines de dispersion de spores et de sévérité de maladie pour des architectures et des pluies contrastées. Les mesures de sévérité de maladie montrent que les blés nains sont atteints à des niveaux nettement plus forts sur les trois étages foliaires du haut du couvert. De plus, la pluie de forte intensité entraîne une sévérité de symptômes plus élevée que la pluie de faible intensité, mais uniquement pour les blés nains, indiquant une interaction entre type de pluie et architecture (figure 6.3).

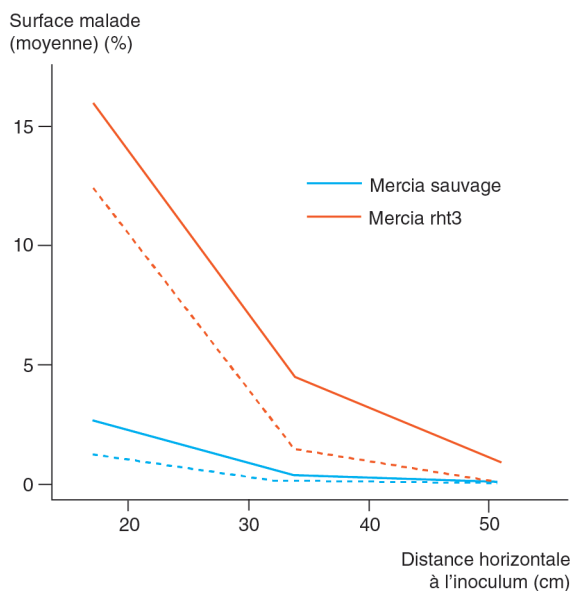


Figure 6.3. Surface malade (% de nécrose dû à la septoriose) des feuilles en fonction de la distance à la source d'inoculum pour les deux lignées de blé Mercia sauvage et *rht3* et pour deux pluies d'intensités différentes (forte, trait continu ; faible, trait pointillé). Les résultats sont issus d'une expérimentation en serre où deux types de pluie ont été utilisés pour disperser des spores à partir d'une source de spores localisée dans le couvert. La surface malade correspond aux lésions issues de ces pluies sur les plantes autour de la source (Robert *et al.*, 2015).

Par ailleurs, pour caractériser la persistance des fongicides sur la feuille et leur pénétration, des expérimentations en laboratoire ont été réalisées avec des fongicides radiomarqués au carbone 14, appliqués soit sous forme de molécules actives pures soit en formulation commerciale. La cinétique de pénétration et de volatilisation de trois substances actives utilisées pour contrôler le développement de la septoriose (époxyconazole, fenpropidine et chlorothalonil) a été étudiée. Outre la faisabilité méthodologique de ces mesures, les résultats montrent que les processus de volatilisation et de pénétration dépendent des propriétés physico-chimiques des substances actives et que la formulation favorise fortement la pénétration foliaire des produits systémiques⁶⁸. Des expérimentations complémentaires ont montré que la photodégradation était peu significative pour les conditions et pour les composés choisis. Les résultats obtenus ont permis de paramétrer un modèle décrivant le devenir des produits interceptés par les feuilles tenant compte de la pénétration et de la volatilisation.

Développement de la septoriose et interception des fongicides en conditions de plein champ

Les trois années d'expérimentations réalisées à Boigneville (station expérimentale Arvalis-Institut du Végétal) par Robert *et al.* (2015) ont permis d'obtenir un jeu de données avec des mesures fines de l'évolution de l'architecture des couverts et du développement épidémique, de l'interception de fongicides par le couvert et de rendements des cultures. Les résultats montrent que les épidémies de septoriose varient fortement selon les années et dépendent de l'architecture des variétés de blé. Les lignées Mercia sauvage et rht3 présentent des architectures très contrastées (figure 6.4). Ces différences ont une conséquence sur le développement de la septoriose : avec un climat plutôt défavorable à la maladie, les blés nains sont plus malades que les blés plus hauts (figure 6.5).

En outre, un effet important de l'architecture des variétés et de la date de traitement sur l'interception des produits a été mis en évidence. Ces effets sont complexes : l'architecture étant dynamique et répondant au climat, elle peut être différente aux mêmes dates de traitement entre les variétés et les années. Une des conclusions est que l'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index* ou LAI) par étage foliaire n'est pas suffisant pour expliquer les pourcentages d'interception des pesticides par les différentes feuilles des plantes. Ainsi, la courbure des feuilles se révèle un facteur clé de l'interception. L'architecture du couvert a influencé les épidémies et l'interception du fongicide de façon significative pour les trois années d'expérimentation. En revanche, l'effet du volume de l'application sur l'interception par le feuillage s'est avéré très faible.

68. Un pesticide systémique est une substance qui est absorbée par la plante et transportée à l'intérieur jusqu'à sa cible (par opposition aux produits de contact qui n'agissent que par application directe sur leur cible).

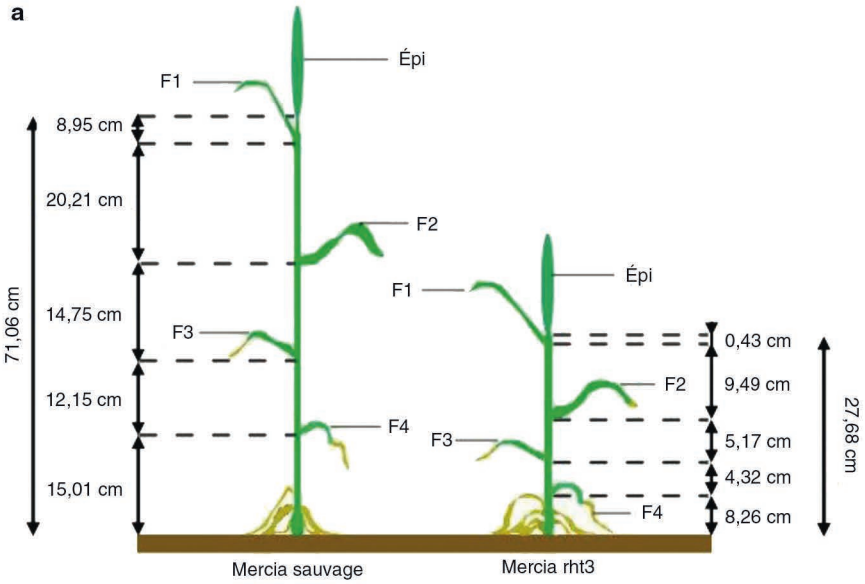


Figure 6.4. (a) Représentation schématique des lignées Mercia sauvage et rht3 au stade épi complètement sorti. Les différentes feuilles du maître brin sont représentées, avec les dimensions entre les ligules. (b) Photos de bottes de blé issues de l'expérimentation au champ des lignées Mercia sauvage (à gauche) et rht3 (à droite), au stade deux nœuds (Robert *et al.*, 2015).

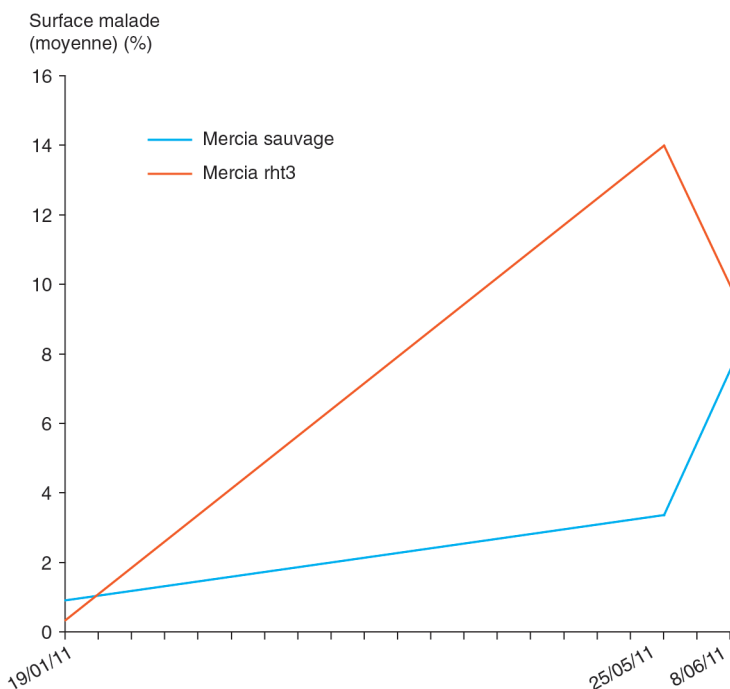


Figure 6.5. Développement de septoriose (en % de surface de feuille nécrosée) sur les lignées Mercia sauvage et rht3 (2010-2011) (Robert *et al.*, 2015).

Modélisation du développement infectieux et de l'effet des fongicides pour différentes architectures de couvert

Les travaux de Robert *et al.* (2015) ont permis de construire un modèle sous la plateforme OpenAlea par assemblage des composantes nécessaires à la simulation et à l'évaluation des stratégies de réduction de fongicides pour différentes architectures de blé. Sept composantes ont été assemblées (figure 6.6) : développement de la plante en 3D, cycle infectieux de la septoriose, dispersion des spores, interception du fongicide, devenir du fongicide sur la feuille, lois d'action des fongicides sur le cycle infectieux et érosion de l'efficacité du fongicide. Le modèle est fonctionnel et permet de simuler, pour une dynamique d'architecture de blé et un climat, le développement des épidémies sur les différents étages foliaires, ainsi que l'interception de fongicides et son effet sur le cycle infectieux.

Les données obtenues à Boigneville sur les trois années d'expérimentation par Robert *et al.* (2015) ont ensuite été confrontées aux simulations du modèle (figure 6.7). La simulation de l'interception des fongicides par les feuilles a permis de hiérarchiser les facteurs clés dans l'interception et notamment l'effet de la courbure des feuilles ou encore de la densité de tiges dans les quantités interceptées.

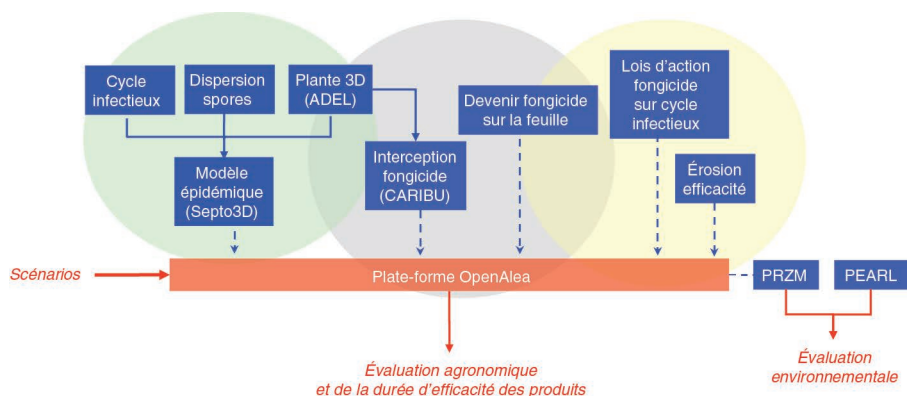


Figure 6.6. Schématisation de l'assemblage des différents modules (ou briques de modélisation) pour aboutir à la simulation du pathosystème : blé, septoriose, fongicide (Robert *et al.*, 2015).

Chaque rectangle bleu indique une brique simulée et intégrée sur la plateforme OpenAlea (le nom du modèle associé est indiqué entre parenthèses). Les cercles verts, gris et jaune correspondent aux trois agents du système : la plante et son épidémie (vert), l'interception du fongicide et son épidémie (gris), son effet sur le champignon (jaune). L'évaluation environnementale des stratégies est simulée par deux modèles, PRZM (*Pesticide Root-Zone Model*) et PEARL (*Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales*).

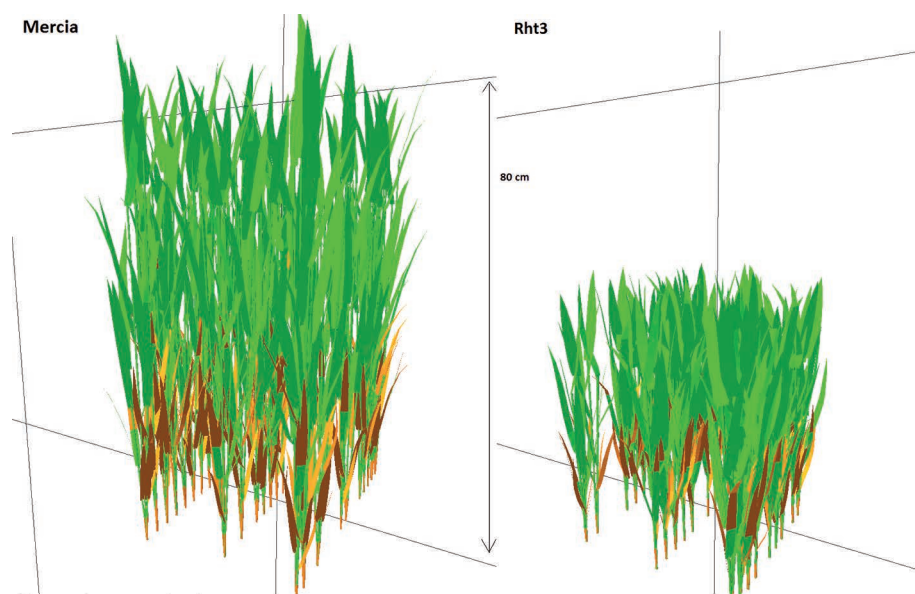


Figure 6.7. Modélisation 3D de blé pour les variétés Mercia sauvage et Rht3 issue des données d'architecture mesurées dans l'essai de Boigneville (Robert *et al.*, 2015).

L'architecture du blé – contrastée selon les variétés, l'âge de la culture et les pratiques culturales – impacte le développement de la septoriose et l'interception des fongicides par les feuilles. Les résultats de Robert *et al.* (2015) ont montré

que le changement d'architecture des blés impactait le profil d'interception des produits par les différentes feuilles des plantes et en particulier lorsque la date de traitement variait de quelques jours. L'efficacité des traitements et les pertes environnementales évoluent donc avec l'architecture des plantes et il semble dès lors pertinent de prendre cette dernière en compte dans la stratégie de gestion des bioagresseurs. La modélisation développée par Robert *et al.* (2015) constitue un outil de compréhension et de hiérarchisation des phénomènes impliqués, utilisable pour l'optimisation des pratiques de protection dans l'optique d'une réduction de l'utilisation des fongicides.

Approche systémique du contrôle des bioagresseurs du blé

La mise en œuvre de la protection intégrée en grandes cultures est confrontée à des difficultés techniques et agronomiques liées à la prise en compte de la combinaison des différentes pratiques culturales et de leurs interactions pour une multiplicité des bioagresseurs (Aubertot et Robin, 2013). Par exemple, c'est l'interaction entre le travail du sol et la succession des cultures qui détermine la quantité d'inoculum primaire dans le sol pour un certain nombre de maladies telluriques (Schneider *et al.*, 2006). Cependant, les études réalisées sur les effets des pratiques agricoles ne concernent, en général, qu'un seul bioagresseur ; or les agriculteurs doivent gérer des profils de dégâts (combinaison des dégâts dus à un ensemble de bioagresseurs), associant à la fois les effets des pathogènes, des plantes adventices et des ravageurs. Il existe peu de travaux de modélisation prenant en compte plusieurs bioagresseurs et rares sont ceux où les effets des pratiques agricoles sont considérés (Guichard *et al.*, 2013). Sans représentation, même simplifiée, du comportement des bioagresseurs sous l'effet des pratiques agricoles, il apparaît impossible de concevoir des stratégies réellement intégrées pour protéger les cultures. En effet, une technique peut favoriser le contrôle d'une population et défavoriser celui d'une autre. Pour apporter une réponse à ce problème complexe, une méthode de modélisation qualitative innovante a été développée (IPSIM-*Wheat*, Aubertot et Robin, 2013), afin de contribuer à la conception et à l'évaluation de stratégies de gestion de communautés de bioagresseurs du blé.

Application du concept de trait fonctionnel à l'étude des bioagresseurs du blé

Le concept de trait fonctionnel propose que les espèces soient regroupées selon des réponses communes à l'environnement ou selon des effets communs sur différents paramètres de l'écosystème (Lavorel et Garnier, 2002). Les travaux de Maire (2009) ont ainsi permis de comprendre comment les traits de 13 espèces de graminées pouvaient conditionner le fonctionnement d'un écosystème prairial. Gardarin *et al.* (2007) ont mis en évidence la corrélation entre les traits de vie et la faculté de germination pour différentes espèces adventices en Europe du Nord-Ouest. Cette approche par les traits fonctionnels a surtout été le fait de l'écologie et a encore peu été utilisée en agronomie, bien que des exemples se développent (Duru *et al.*, 2005). Aubertot et Robin (2014) se sont inspirés de ce concept pour analyser les interactions entre les pratiques et un profil de dégâts dans une situation

de production donnée. Cette démarche a permis de représenter de manière simple les effets des pratiques agricoles sur des pressions biotiques, en analysant comment elles favorisent ou défavorisent certaines populations de bioagresseurs ayant des traits de réponse communs à une combinaison de pratiques. D'un point de vue conceptuel, la mobilisation des traits fonctionnels permet de dépasser la description spécifique des communautés de bioagresseurs. Les travaux ont été effectués à l'échelle spatiale de la parcelle et l'échelle temporelle de l'itinéraire technique ; les effets des niveaux supraparcellaires ont néanmoins été intégrés au travers de variables synthétiques simples décrivant les effets des espaces interstitiels et du paysage.

Outils pour la conception de systèmes de culture moins sensibles aux bioagressions

La première étape des travaux a été de réaliser un schéma conceptuel générique représentant le fonctionnement des agroécosystèmes (modèle IPSIM, *Injury Profile SIMulator* ; Aubertot et Robin, 2013). L'hypothèse sous-jacente est que la combinaison d'une situation de production donnée et d'un système de culture conduit à un profil de dégâts unique. À terme, l'objectif d'IPSIM est de contribuer à la conception de systèmes de culture à base de blé moins soumis aux pressions biotiques et donc moins sensibles aux pertes de rendement. Les sorties du modèle (les profils de dégâts rencontrés dans une situation de production) seront donc utilisées comme variables d'entrée d'un modèle de simulation de la nuisibilité (figure 6.8). Associé à un module économique et à un module caractérisant les performances environnementales, ce couplage permettra l'étude, *in silico*, des performances multicritères (environnementales, sociales et économiques) de différents systèmes de culture dans des situations de production données.

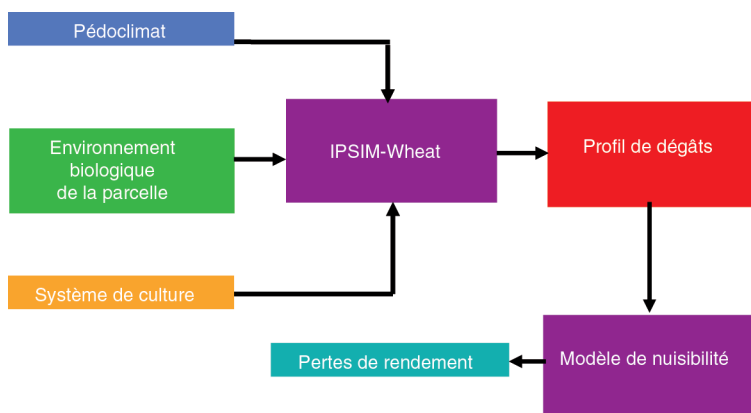


Figure 6.8. Couplage d'IPSIM avec un modèle de nuisibilité (Aubertot et Robin, 2014).

Afin de développer un modèle de simulation à partir du schéma conceptuel d'IPSIM et des éléments disponibles, les connaissances sur les effets des pratiques agricoles (successions, variétés, travail du sol, densité de semis, traitements phytosanitaires, fertilisation...), du pédoclimat et de l'environnement de la parcelle

(éléments paysagers, présence de blé dans l'assolement...) sur différents bioagresseurs du blé ont été répertoriées et hiérarchisées. Les modèles développés dans le cadre d'IPSIM ont été réalisés dans un premier temps à l'aide du logiciel DEXi (Bohanec *et al.*, 2004) ; d'autres versions ont été développées sous Excel® afin de faciliter la mise en œuvre.

Une base de données nationale des principaux déterminants des bioagresseurs du blé a été constituée à partir de résultats expérimentaux provenant de différents réseaux (unités Inra, instituts techniques agricoles, chambres d'agriculture...), complétés par un diagnostic en parcelles agricoles en Midi-Pyrénées. Douze bioagresseurs du blé d'hiver ont été retenus comme les plus préoccupants en termes d'occurrence et d'évolution de fréquence : dix maladies, le piétin-verse, le rhizoctone, le piétin-échaudage, la fusariose de la tige, l'oïdium, la septoriose, la rouille jaune, la rouille brune, la fusariose des épis, la jaunisse nanisante de l'orge transmise par les pucerons d'automne ; un ravageur, le puceron de printemps ; et enfin, les plantes adventices, à envisager dans leur globalité bien qu'elles regroupent une grande diversité d'espèces.

Pour fournir une preuve de concept, la démarche IPSIM a tout d'abord été mise en œuvre en élaborant un sous-modèle représentant la sévérité du piétin-verse du blé, IPSIM-*Wheat-Eyespot* (Robin *et al.*, 2013). Pour ce faire, les éléments de connaissance publiés dans la littérature ont été complétés par différentes expertises afin d'adapter la structure générique d'IPSIM au pathosystème considéré. Une base de données de 526 sites-années a été construite et mobilisée pour évaluer la qualité de prévision du sous-modèle avec des données indépendantes balayant une large gamme de situations de production et de systèmes de culture. La qualité a été jugée satisfaisante, le sous-modèle IPSIM-*Wheat-Eyespot* estimant exactement la classe de sévérité du piétin-verse observée dans pratiquement la moitié des situations (de plus, 80 % des situations ont au maximum un écart d'une classe de sévérité, sur une échelle à cinq classes). L'application a ensuite été poursuivie pour d'autres bioagresseurs et a permis d'aboutir à la construction de sous-modèles pour quatre autres maladies (la septoriose, la rouille brune, l'oïdium et la fusariose), un ravageur (le puceron des épis, *Sitobion avenae*) et les plantes adventices (Robin, 2014).

Typologie générique des profils de dégâts

Une typologie générique des profils de dégâts dans les agroécosystèmes a été élaborée sur la base d'un trait de vie, l'endocyclisme⁶⁹ (Aubertot et Robin, 2013). Neuf profils ont été déterminés, en fonction du niveau de dégâts (faible, moyen

69. Le terme « endocyclique » fait référence à un organisme dont le cycle est fortement inféodé à la parcelle et dont le développement est très dépendant de l'inoculum secondaire (élément(s) vivant(s) du bioagresseur apparaissant sur la population hôte déjà contaminée et permettant la dissémination de la maladie) présent dans la parcelle. Pour un bioagresseur donné, le niveau d'endocyclisme résulte de la combinaison de deux caractéristiques : la persistance de l'inoculum secondaire dans la parcelle et sa capacité de dispersion.

ou élevé) provoqués d'une part par les bioagresseurs faiblement endocycliques et d'autre part par les bioagresseurs modérément ou fortement endocycliques. Le principal intérêt de cette typologie est de pouvoir identifier rapidement si les leviers d'actions à mobiliser pour gérer les bioagresseurs doivent être envisagés en priorité à l'échelle du système de culture, à l'échelle du territoire ou à ces deux échelles, en fonction du niveau d'endocyclisme de ces bioagresseurs. Le second intérêt de cette typologie est de caractériser de manière transversale les pressions biotiques indépendamment des espèces de bioagresseurs impliquées.

Les différents modèles développés par Aubertot et Robin (2014) ou en cours de développement (piétin-verse, rouille brune, rouille jaune, septoriose, fusarioses, oïdium, pucerons, plantes adventices) peuvent d'ores et déjà être utilisés pour faciliter l'intégration des méthodes de contrôle de plusieurs bioagresseurs, dans le cadre de la conception de systèmes de culture moins dépendants de l'utilisation des pesticides ; ils sont complémentaires aux modèles épidémiologiques qui permettent l'aide à la décision tactique des traitements phytosanitaires, puisqu'ils abordent avant tout la question de l'intégration des méthodes de contrôle à une échelle stratégique. Cependant, l'évaluation de leur qualité prédictive reste à réaliser et des développements de modèles sur de nouvelles cultures sont en projet. Il faudra donc encore quelques années pour que le développement agricole puisse disposer d'un modèle prenant en compte l'ensemble des principales pressions biotiques du blé pour aider à la conception de stratégies de protection réellement intégrée.

Stratégies permettant le contrôle des principaux bioagresseurs du colza

Depuis les années 1970, la part de la SAU française occupée par le colza (figure 6.9) n'a cessé d'augmenter. Cette culture joue un rôle de tête de rotation important en particulier dans les régions où le contexte pédoclimatique et économique ne permet pas la culture d'autres espèces à fortes marges brutes (betterave, pomme de terre...). En parallèle, les rotations incluant cette culture se sont raccourcies (Mignolet *et al.*, 2007). La culture du colza fait appel à de nombreux traitements phytosanitaires pour lutter contre les plantes adventices (parfois appelées « mauvaises herbes »), les maladies (sclérotinia, phoma...), les insectes (altises, charançons, méligèthes...). De ce fait, parmi les grandes cultures, la culture du colza est celle pour laquelle les pesticides pèsent le plus lourd dans le coût de production. Elle consomme 20 % des pesticides utilisés en France et son IFT est en augmentation régulière depuis 1994 (Butault *et al.*, 2010). L'utilisation d'herbicides constitue le premier poste de dépense. Pour les maladies, la lutte fongicide contre le sclérotinia consiste en une protection préventive systématique, cette maladie pouvant entraîner des pertes catastrophiques. Le principal moyen de contrôle du phoma est l'utilisation de variétés de colza résistantes, mais, malgré une forte efficacité les premières années, les résistances ont tendance à être contournées par les bioagresseurs (Rouxel *et al.*, 2003). Or, cette maladie peut aussi entraîner

des pertes considérables. Il est donc nécessaire de trouver de nouvelles stratégies pour la gestion de ces bioagresseurs.



Figure 6.9. Champ de colza (© Valantin-Morison, Inra).

Les expérimentations menées par Dejoux (1999) et Dejoux *et al.* (2003) ont permis de mettre en évidence un effet conjoint de la date de semis et de l'apport d'azote pour le contrôle des espèces adventices : la date de semis du colza influence le type de plante adventice qui va lever et la disponibilité en azote au moment de la levée agit sur la capacité d'étouffement du colza ; cet effet est d'autant plus fort que le semis est précoce. Une combinaison d'actions sur ces paramètres peut permettre de supprimer dans certaines conditions le désherbage de pré-levée. La densité de semis du colza semble aussi augmenter la compétitivité du colza vis-à-vis des plantes adventices (Lutman *et al.*, 2000).

En ce qui concerne le phoma, différents éléments du système de culture peuvent influencer sur son cycle : interaction entre travail du sol et cultures de la succession (Schneider *et al.*, 2006 ; Sieling *et al.*, 1997), date de semis (Aubertot *et al.*, 2004a ; Dejoux, 1999), choix de la variété (Garbe, 1998). La fertilisation azotée n'influe pas sur la maladie au printemps (Sadowski *et al.*, 1998), alors que la disponibilité en azote en automne augmente la sévérité des nécroses (Aubertot *et al.*, 2004a).

Un effort d'intégration de ces connaissances pour la conception d'itinéraires techniques économes en pesticides est à poursuivre pour s'assurer que les pratiques préconisées pour un bioagresseur n'ont pas d'effets antagonistes pour un autre bioagresseur, que les itinéraires techniques conçus sont adaptés à différentes situations

pédoclimatiques et que ces itinéraires sont intéressants également pour d'autres critères environnementaux, agronomiques ou économiques. Valantin-Morison *et al.* (2007a) se sont ainsi attachés à acquérir des connaissances sur les effets de systèmes de culture sur les bioagresseurs importants du colza tels que les plantes adventices et le phoma, à bâtir un modèle global et à élaborer des itinéraires techniques intégrés à partir de ce modèle pour identifier les itinéraires les mieux adaptés. Une étude antérieure sur la culture biologique du colza (Valantin-Morison *et al.*, 2007b) a montré que les attaques des insectes de printemps (mélégèthes, charançons) étaient très dépendantes de l'environnement paysager et assez peu des pratiques agricoles appliquées à la parcelle. Des travaux de recherche ont été initiés sur ces organismes, mais ne sont pas directement inclus dans le modèle agroéconomique.

Effets de l'itinéraire technique sur les plantes adventices

Pour les plantes adventices, un diagnostic agronomique et des tests d'itinéraires techniques sur des parcelles en agriculture biologique ont été mis en place, complétés par des expérimentations pour tester un nombre limité de facteurs. Les hypothèses de travail étaient les suivantes :

- un semis avancé, avec une bonne disponibilité en azote au moment du semis, favorise l'étouffement des plantes adventices par le colza et est plus efficace qu'un semis à date normale avec pratique de faux semis avant implantation ;
- la stratégie d'étouffement dépend d'autres pratiques comme le travail du sol, mais aussi de la flore adventice initialement présente ;
- cette stratégie peut conduire à se passer d'herbicides.

À l'issue des expérimentations réalisées en stations expérimentales, les principales conclusions ont été :

- les semis avancés peuvent permettre la réduction de la biomasse des plantes adventices sous labour ; en conditions de non-labour, la concurrence se réalisera essentiellement avec les repousses du précédent cultural ;
- l'azote disponible pour le peuplement de colza pendant l'automne permet une croissance suffisante pour assurer l'étouffement des plantes adventices, ce d'autant plus que la date de semis est avancée ; 80 kg/ha d'azote disponible dans le milieu semble être le seuil à partir duquel l'effet étouffement est possible par une croissance forte du peuplement ;
- pour certaines espèces adventices, une date de semis avancée et une disponibilité de l'azote dans le milieu augmentent la croissance ; une typologie des plantes adventices a ainsi été établie (Primot *et al.*, 2006).

Les résultats des expérimentations ont permis d'établir un schéma de fonctionnement global explicitant les relations entre techniques mises en œuvre et bioagresseurs (figure 6.10).

La densité et la croissance des plantes adventices pendant l'installation de la culture de colza dépendent à la fois de la période de levée et de la croissance du peuplement. Les périodes de levée des plantes adventices dépendent des espèces concernées, donc du précédent cultural et de la date de semis ; la croissance de la culture dépend de la combinaison date de semis, densité du peuplement, fertilisation azotée et travail du sol.

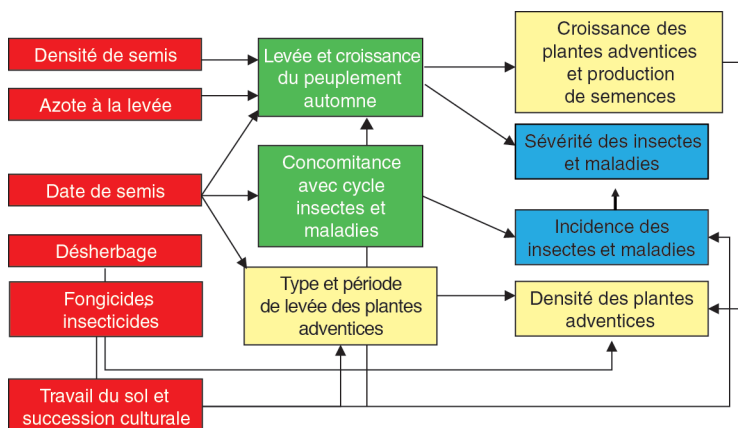


Figure 6.10. Synthèse des effets des pratiques (en rouge) sur l'état du peuplement (en vert) et sur le milieu : conséquences sur la flore adventice (en jaune) et sur les dégâts d'insectes et de maladies (en bleu) (d'après Valantin-Morison *et al.*, 2007a).

Le schéma de fonctionnement et les résultats de ces expérimentations ont permis de construire des itinéraires techniques économes en pesticides, particulièrement en herbicides, qui ont fait l'objet d'évaluations agronomique et environnementale en parcelles agricoles (Bouchard *et al.*, 2011). Par ailleurs, la biomasse de plantes adventices à l'entrée de l'hiver a pu être estimée grâce à une régression linéaire à partir de l'itinéraire technique, d'indicateurs climatiques et de la densité et du type de plantes adventices à la levée du colza. En outre, une relation entre la biomasse des plantes adventices à l'entrée de l'hiver et le nombre de graines produites par le colza a été mise en évidence, rendant compte de la nuisibilité directe des plantes adventices. La démarche a permis la construction du modèle Omega sys (*Oilseed rape Model to Evaluate and Generate Alternative systems*), présenté plus loin.

Effets de l'itinéraire technique sur le phoma

Concernant le phoma, des travaux antérieurs de diagnostic régional en parcelles agricoles (Eure-et-Loir, Yonne, Puy-de-Dôme) ont permis d'identifier les déterminants des attaques. Toutes les observations ont été effectuées sur des parcelles non traitées contre le phoma. Pour chaque parcelle, des variables caractérisant le système de culture (précédent, antécédent, travail du sol, variété, date et densité de semis, nature, date et quantité des apports d'azote, désherbage), la parcelle et son environnement (type de sol, température, rayonnement, pluviométrie, évapotranspiration potentielle), le peuplement (densité, stade, biomasse, indices de nutrition azotée, rendement) et la maladie (concentration, gravité des nécroses) ont été renseignés.

Une expérimentation a permis d'analyser les effets de la date de semis et de la disponibilité de l'azote à l'automne sur la maladie en interaction avec la sensibilité variétale. Les hypothèses posées étaient les suivantes :

- une date de semis précoce permet la mise en place d'une culture suffisamment développée pour qu'elle soit moins sensible au pic automnal d'émission d'ascospores par le phoma ;

- une forte disponibilité d'azote à l'automne entraîne un développement foliaire important, ce qui pourrait favoriser le phoma du fait de modifications de la composition biochimique des tissus, de l'augmentation de la surface totale des cicatrices foliaires dues à la chute des feuilles à l'automne, d'une sensibilité au gel accrue du colza et d'une augmentation en humidité relative de l'air sous le couvert ; par ailleurs, cela peut également entraîner une élongation de l'hypocotyle⁷⁰ qui fragilise la plante en hiver et provoque une infection secondaire de la maladie au printemps ;
- la sensibilité variétale peut avoir un effet contrasté selon la date de semis et la fertilisation azotée ;
- l'itinéraire technique peut engendrer une modification de l'équilibre écologique entre les deux espèces responsables de la maladie, *Leptosphaeria maculans* et *Leptosphaeria biglobosa*. Si la reproduction de *L. maculans* est plus rapide que celle de *L. biglobosa*, les émissions tardives d'ascospores correspondraient plutôt à *L. biglobosa*, qui serait donc favorisée par un semis tardif ; par ailleurs, les éléments de l'itinéraire technique pourraient modifier la structure génétique des souches par une modification des états du peuplement favorisant une souche donnée.

Les résultats d'expérimentations ont confirmé une partie des hypothèses :

- les contaminations par le phoma se sont montrées quasi systématiquement plus fortes sur les semis à dates normales et surtout tardives par rapport aux semis à dates précoces, que l'on se place en labour ou en non-labour. Les différences de contaminations du phoma entre les trois dates de semis peuvent s'expliquer par des différences de stades au moment de l'arrivée des ascospores de phoma ;
- le risque d'élongation de l'hypocotyle était supposé plus fort sur les semis avancés et l'effet de cet allongement sur la gravité de la nécrose était également incriminé. Cette hypothèse n'a pas été vérifiée, le choix variétal s'étant orienté vers des variétés au repos végétatif marqué.

Un schéma conceptuel a été construit sur la base des résultats acquis pour traduire les effets de l'itinéraire technique sur le phoma (figure 6.11, Aubertot *et al.*, 2004b et c). Ce schéma a donné lieu à un modèle numérique, appelé SimCanker, permettant d'évaluer les effets du phoma sur les pertes de rendement. Pour cela, la sévérité des nécroses est caractérisée au travers de la note « G2 » (Penaud *et al.*, 2003). Une relation entre cette note et les pertes de rendement a été établie à partir de données expérimentales sur des essais fongicides.

Pour prévoir la sévérité des nécroses, il est nécessaire de prévoir la dynamique des infections (macules foliaires). Celle-ci dépend de la dynamique de la concentration atmosphérique en ascospores, elle-même dépendante des conditions climatiques et de la quantité de résidus de colza infectés présente à la surface du sol. Les états de peuplement eux-mêmes influencent les efficacités d'infection : la probabilité d'infection est d'autant plus forte que la plante est jeune, entre les stades 1 et 6 feuilles (Brunin et Lacoste, 1970). Les résistances spécifiques éventuellement présentes dans le matériel végétal constituent un filtre : seules les spores

70. L'hypocotyle est la partie de l'axe de la plantule située en dessous des cotylédons (organes embryonnaires).

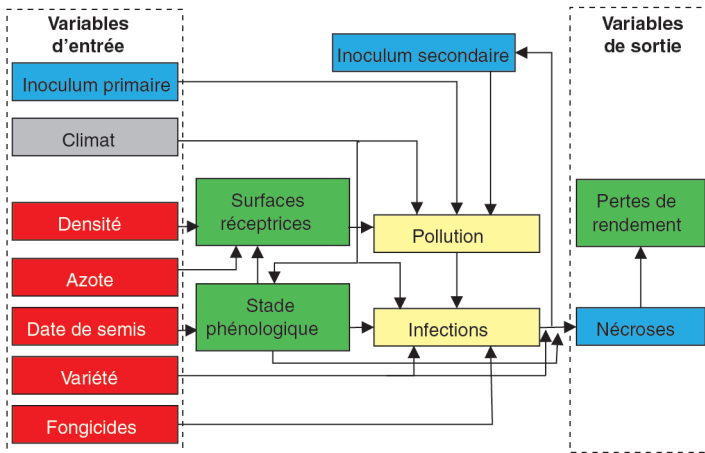


Figure 6.11. Schéma conceptuel du modèle phoma : liens entre les pratiques (en rouge), le climat (en gris), le peuplement (en vert), les impacts sur ce dernier (en jaune) et les maladies (en bleu) (d'après Aubertot *et al.*, 2004b et c).

virulentes pour les résistances présentes pourront créer une lésion. Les résistances quantitatives quant à elles ne limiteront pas les lésions foliaires, mais diminueront la sévérité des nécroses. La quantité d'azote disponible au moment du semis jouera sur la taille des surfaces réceptrices. La densité des plantes aura également une influence directe, strictement physique : lorsque le couvert est fermé, plus la densité de plantes est élevée, moins il y a de macules par plante. La densité de semis a aussi des effets indirects avec la modification de la surface foliaire des plantes individuelles et du microclimat. Finalement, les variables déterminantes peuvent être regroupées en trois grandes catégories : la description de l'inoculum primaire (concentration atmosphérique en ascospores), le climat (température, pluviométrie) et les techniques culturales (date et densité de semis, disponibilité en azote, choix variétal, application ou non d'un fongicide).

Modélisation des effets couplés phoma-plantes adventices sur le rendement du colza

Afin de simuler les effets de l'itinéraire technique sur le rendement pour différentes séries climatiques, différentes pressions de phoma et différentes flores adventices initiales, Valantin-Morison *et al.* (2007a) ont construit et utilisé le modèle Omega sys, constitué d'un modèle agronomique (Omega sys agro) et d'un modèle économique (Omega sys éco) (figure 6.12).

L'enjeu du travail effectué par Valantin-Morison *et al.* (2007a) a été d'ajouter deux modules « bioagresseurs » à un modèle plante et un module économique, développant une méthode de comparaison d'itinéraires techniques avec la possibilité d'adapter les choix au cours du cycle de production. La comparaison des itinéraires techniques repose sur l'espérance de la variation de marge brute par rapport à une situation de référence. Le module économique réalise une optimisation de l'itinéraire par programmation dynamique, qui décompose la maximisation de la marge brute en plusieurs étapes.

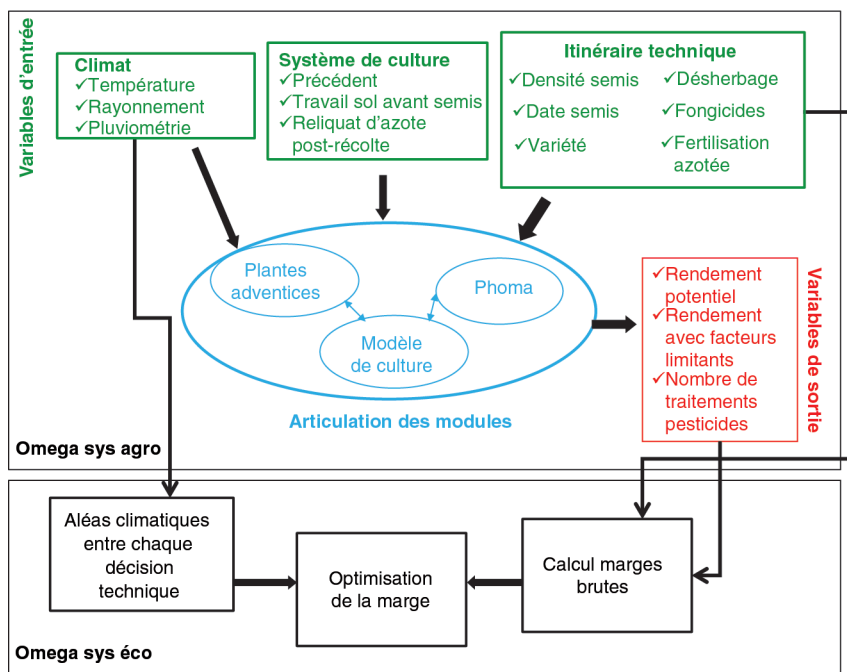


Figure 6.12. Schéma simplifié du modèle bioéconomique Omega sys (d'après Valantin-Morison *et al.*, 2007a).

Avant d'être utilisé, le modèle Omega sys a été évalué sur un certain nombre d'itinéraires techniques testés en plein champ en agriculture conventionnelle dans cinq régions françaises.

Dans le cas d'une disponibilité en azote forte au moment du semis, deux itinéraires techniques ont été testés.

Le premier mise sur la capacité d'étouffement du colza, favorisée par un semis précoce. Une impasse est faite sur l'herbicide de pré-levée et le traitement de post-levée est raisonné à vue. En revanche, cela engendre un risque de croissance exubérante du colza, d'élongation de la tige avant l'hiver et donc de phoma.

Le deuxième mise sur un semis en fin de période optimale pour freiner la croissance du colza. Dans ces conditions, les capacités d'étouffement du colza sont réduites. Le désherbage mécanique est donc mis en place en complément de l'herbicide de pré-levée.

Dans un contexte à faible disponibilité en azote au moment du semis, deux itinéraires techniques ont également été testés :

- les plantes adventices sont contrôlées par un herbicide en pré-levée, avec possibilité d'un rattrapage mécanique ; comme le risque de forte croissance du colza est faible, un évitement du phoma par un semis précoce est possible ;
- le semis est retardé en fin de période optimale, ce qui permet d'éviter la levée de certaines flores estivales ; en revanche, le risque que le stade du colza le plus

sensible au phoma coïncide avec les projections de spores est présent, avec la possibilité d'un rattrapage chimique vis-à-vis du phoma et celle d'un désherbage mécanique vis-à-vis des plantes adventices.

Les résultats des essais au champ montrent que le choix de la stratégie influe peu sur le rendement global, bien que les semis précoces aient une production légèrement supérieure (différence non significative). La même différence est observée entre semis normal et semis tardif. Dans la plupart des situations, la conduite intégrée aboutit à un rendement supérieur au témoin non traité et à un écart très faible de rendement entre cette conduite et le témoin traité. Ces expérimentations amènent à la conclusion que les semis avancés permettent de réduire la biomasse des plantes adventices à l'entrée de l'hiver et en situations labourées, ce qui induit une réduction du recours aux herbicides. Les résultats montrent que le semis avancé permet dans de nombreux cas de réduire les contaminations de phoma. L'analyse économique indique un faible écart entre les itinéraires techniques testés et un gain moyen de 55 euros⁷¹ entre les essais en conduite intégrée et le témoin traité. Cela montre la possibilité de réduire les applications de pesticides sans réduction de la marge brute, même si un écart de rendement est constaté. Ces résultats économiques sont cependant dépendants du contexte de prix.

À partir des essais cités ci-dessus, le module agronomique Omega sys agro du modèle a été évalué sur ses quatre variables de sorties : la note G2, la biomasse des plantes adventices à l'entrée de l'hiver, le rendement potentiel et le rendement avec facteurs limitants. L'évaluation quantitative des différents modules est contrastée : le rendement potentiel est bien estimé, mais les modules bioagresseurs entraînent une plus grande dispersion dans l'évaluation du rendement final avec facteurs limitants. Néanmoins, le modèle classe correctement les situations dans 68 % des cas (23 cas sur 34). Les itinéraires techniques donnant les rendements les plus forts sont très souvent repérés par le modèle comme les meilleurs également. Malgré la mauvaise prédiction quantitative du modèle sur quelques sites dans l'Eure, le modèle rend bien compte de l'ordre de classement des essais, quelles que soient les années.

Modélisation pour la conception et l'évaluation d'itinéraires techniques pour le colza

Le test des scénarios devait répondre à trois questions : quelles pratiques agronomiques permettent d'éviter des attaques de phoma et certains désherbages mécaniques ou chimiques ? Certaines décisions dépendent-elles de l'aléa climatique ? Les itinéraires techniques les mieux adaptés sont-ils identiques dans tous les milieux ?

Avec le modèle Omega sys, les pratiques telles que date de semis, travail du sol, densité de semis, désherbage et traitement fongicide ont été combinées et testées dans quatre conditions de milieu différentes, qui présentent une diversité de pressions initiales de plantes adventices, de types de sols et de précédents culturaux. Parmi les 128 itinéraires techniques simulés avec le modèle, cinq ont été isolés

71. Sur la base du prix de vente en 2006.

sur le critère de la marge brute. Les résultats obtenus montrent que les itinéraires techniques les plus pertinents économiquement sont ceux combinant plusieurs leviers agronomiques et supprimant le désherbage. Les principales stratégies que le modèle sélectionne sont données dans le tableau 6.1. Des différences entre stratégies optimales sont simulées par le modèle selon les types de sol : les écarts de marge brute sont plus forts en limons qu'en sols argilo-calcaires, où la pression des plantes adventices accentue davantage les différences. Selon les milieux, les stratégies sélectionnées par le modèle ne sont pas les mêmes : les stratégies A, B, C (tableau 6.1) sont plutôt retenues dans des limons profonds avec précédent céréales et une pression des espèces adventices faible à forte. Les stratégies D, E, F sont retenues sur les limons profonds avec précédent légumineuse ou des sols argilo-calcaires superficiels. Des itinéraires techniques « polyvalents » (retenus par le modèle quel que soit le milieu) peuvent également être mis en évidence ; d'autres ne sont intéressants que dans des conditions de milieu très spécifiques. Le modèle permet de donner en sortie des critères d'évaluation des performances pour les itinéraires techniques prometteurs sélectionnés (cf. exemples dans le tableau 6.2). Malgré des imperfections dans l'évaluation des rendements et des effets des bioagresseurs sur les pertes de récolte, le modèle est en mesure de sélectionner des itinéraires techniques discriminants selon les milieux (Valantin-Morison *et al.*, 2008).

En conclusion, les expérimentations menées par Valantin-Morison *et al.* (2007a) ont permis l'acquisition de références, ainsi que la formalisation et le paramétrage du modèle Omega sys. Les travaux expérimentaux ont montré qu'il était possible de concevoir des itinéraires techniques réduisant l'utilisation des herbicides et des fongicides. Le choix pertinent des pratiques culturales permet de réduire le risque d'enherbement et de contrôler les attaques de phoma, de sorte que le rendement qui en résulte soit peu réduit et les marges brutes peu différentes des situations avec recours systématique à des pesticides. Des simulations ont pu être réalisées pour optimiser les itinéraires techniques dans différents contextes, montrant par modélisation l'intérêt de la combinaison de techniques alternatives aux traitements chimiques (semis précoces, apport d'azote à l'automne, augmentation de la densité de semis) pour un contexte économique donné.

Stratégies pour le contrôle des espèces adventices en grandes cultures

Parmi les bioagresseurs visés par les pesticides, la flore adventice occupe une place majeure, en raison des pertes de rendement potentiellement importantes et des problèmes techniques engendrés à la récolte (Oerke *et al.*, 1994 ; Swinton *et al.*, 1994). Depuis les années 1970, les herbicides sont ainsi devenus un important outil de gestion pour les agriculteurs (Chauvel *et al.*, 2012) et les plantes adventices sont considérées comme le premier obstacle à la protection intégrée (Butault *et al.*, 2010). Cependant, l'emploi mal raisonné de ces herbicides est à l'origine d'apparition de résistances aux herbicides de plus en plus fréquentes (Gasquez, 1996 ; Heap, 2013 ; Moss et Cussans, 1985 ; Powles et Yu,

Tableau 6.1. Stratégies globales sélectionnées par le modèle (Valantin-Morison *et al.*, 2007a).

Nom de la stratégie	Objectif global	Date de semis	Travail du sol	Fertilisation organique	Herbicide	Désherbage mécanique	Fongicide
A	Étouffement par la culture ; pas de désherbage	Précoce	Labour	Oui	Non	Non	Non
B		Date normale	Labour	Oui	Non	Non	Non
C	Binage et aucune maladie	Date normale	Non-labour	Oui	Non	Bineuse	Non
D		Date normale	Non-labour	Non	Oui	Bineuse	Non
E	Semer sans autre intervention	Date normale	Non-labour	Non	Non	Non	Non
F		Date normale	Non-labour	Non	Non	Non	Non

Tableau 6.2. Quantification des critères d'évaluation des performances des itinéraires techniques retenus par le modèle (Valantin-Morison *et al.*, 2007a).

Itinéraire technique	Type de stratégie	Marge brute (€/ha)	Rendement (q)	Perte de rendement (q)	Note G2	Biomasse plantes adventives (t/ha)	Azote lessivé (kg/ha)	Nombre d'interventions	Bilan énergie (MJ/ha)
Sols de limons profonds									
80	A	453,4	26,1	9,3	6,11	0,16	0	2	42,9
72	B	452,5	25,2	10,4	5,88	0,35	0	2	40,7
78	C	444,0	24,0	11,4	6,11	0,42	0	2	38,4
68	D	442,1	23,8	4,3	3,57	0,35	0	2	42,9
14	C	435,0	26,0	9,4	6,11	0,23	0	2	42,1
Sols argilo-calcaires superficiels									
76	D	477,8	26,3	3,9	3,86	0,16	3,4	2	48,8
68	D	470,2	25,1	5,5	3,64	0,35	4,1	2	45,8
74	E	459,1	23,1	6,4	3,86	0,42	3,4	2	43,3
75	F	454,1	26,3	3,9	3,86	0,16	3,4	3	48,5
10	F	454,0	26,0	4,3	3,86	0,23	3,4	2	47,4

2010). C'est le cas par exemple pour le vulpin des champs (*Alopecurus myosuroides* Huds., figure 6.13) qui fait partie des espèces adventices les plus concernées par la résistance à différents herbicides en France (Petit *et al.*, 2010). Cette plante, dont le développement sur des zones géographiques étendues et à forte densité est sans doute relativement récent (milieu du xx^e siècle), a été favorisée par la mise en place des monocultures de blé, grâce au désherbage chimique et à la réduction de la fréquence du labour.



Figure 6.13. Vulpin (*Alopecurus myosuroides*) (© Inra).

Par ailleurs, les herbicides sont les principales substances actives retrouvées dans les eaux (Anses, 2010 ; CGDD, 2010 ; Schiavon *et al.*, 1995). Un certain nombre de substances actives ont été interdites ces dernières années pour des raisons environnementales (Chauvel *et al.*, 2012), ce qui a réduit les possibilités offertes aux agriculteurs dans certaines cultures (disparition de certains modes d'action). Tous ces éléments militent pour une gestion des plantes adventices par des stratégies alternatives aux pesticides. Cela nécessite une meilleure connaissance de la biologie et de la démographie des plantes adventices et de l'ensemble des traits de réponse qui permettent à ces espèces de s'adapter aux pressions de sélection liées aux pratiques culturales (Garnier et Navas, 2012).

Les effets de pratiques culturales ou de systèmes de culture innovants sur la flore adventice et les composantes associées sont cependant difficiles à évaluer à court terme. En effet, bien que les populations de plantes adventices soient essentiellement constituées d'espèces annuelles, les semences survivent pendant plusieurs années dans le sol (Barralis *et al.*, 1988 ; Thompson *et al.*, 2003) et se dispersent

dans les paysages (Menalled *et al.*, 2000). De plus, une même technique peut avoir des effets variables et contradictoires, en fonction des états du milieu ou d'autres composantes du système de culture (par exemple, un labour peut augmenter ou diminuer la densité des plantes adventices en fonction de la pluie et des semences des cultures précédentes).

Les travaux de Chauvel *et al.* (2004) ont eu pour objectifs de tester des solutions agronomiques pour le contrôle des populations d'espèces adventices, d'analyser les effets des systèmes de culture sur leur évolution afin de pouvoir la prévoir et de proposer des outils d'aide à la décision pour le choix de stratégies de contrôle de ces bioagresseurs.

Évaluation expérimentale de stratégies de protection intégrée contre les plantes adventices

Des expérimentations ont été menées à l'Inra de Dijon sur le vulpin (*A. myosuroides*). Cette graminée annuelle présente l'avantage d'avoir des semences peu dormantes, ce qui réduit considérablement l'importance du stock de semences, étape fondamentale du cycle des plantes adventices annuelles, mais peu connue et complexe à étudier du fait de fortes interactions avec l'ensemble du système de culture. Un essai a ainsi été mis en place à Lux (Côte d'Or) pour tester les effets de différentes rotations et pratiques culturales sur l'évolution des populations de vulpins. Au début de l'expérimentation, la population de vulpins étudiée présentait une fréquence de plantes résistantes de 80 % à la substance active la plus utilisée par l'agriculteur (fénoxaprop-P-éthyl).

Les résultats obtenus (Chauvel *et al.*, 2001, 2009) ont permis de distinguer trois périodes.

Au cours de la première rotation de 3 ans (tableau 6.3), une gestion appropriée des herbicides et des pratiques culturales a permis un retour à des densités acceptables en un temps rapide, quels que soient les systèmes mis en place. Sur cette première rotation, une étude économique a montré que les pratiques proposées n'engendraient pas de coûts supplémentaires par rapport au gain obtenu par un meilleur contrôle du vulpin.

La deuxième rotation a montré que le seul contrôle herbicide, même avec des herbicides encore efficaces, n'était pas certain s'il n'était pas accompagné de pratiques adéquates (système 1, tableau 6.3). Dans le cas de conditions climatiques défavorables, les pratiques préventives (retard de date de semis, faux semis, labour) ont permis de compenser la plus faible efficacité de la gestion curative (ici un désherbage chimique). À l'opposé, au bout de six années, le vulpin a pratiquement disparu des systèmes où les pratiques culturales et le désherbage chimique étaient raisonnés conjointement (systèmes 2, 5 et 6). Une plus faible utilisation d'herbicides (systèmes faibles niveaux d'intrants 3 et 8) ne peut être mise en œuvre qu'avec des pratiques compensatoires de la réduction de la densité de plantes levées. La réutilisation des herbicides responsables de la sélection de la résistance (système 4), même après une période de quasi-disparition de l'espèce, engendre une ré-augmentation rapide de sa densité : la résistance une fois installée génétiquement dans la population ne disparaît pas (Délye *et al.*, 2013).

Tableau 6.3. Évolutions des densités (D) de vulpins au semis de la culture au cours des trois premières années d'expérimentation sur le système expérimental de Lux (H : hiver ; P : printemps ; une parcelle par système testé) (Chauvel *et al.*, 2004).

Rotation	Parcelles	Année 96-97		Année 97-98		Année 98-99		Année 99-00		Année 00-01		Année 01-02		Année 02-03		Année 03-04	
		Culture	D	Culture	D	Culture	D	Culture	D	Culture	D	Culture	D	Culture	D	Culture	D
Hiver	1 - Stratégie 1	Orge H	391	Blé H	97	Blé H	9	Colza H	0,8	Blé H	2,20	Orge H	32,68	Pois P	11,25	Blé H	27,75
Hiver	2 - Stratégie 2	Orge H	57	Blé H	9	Blé H	≈1	Colza H	0	Blé H	1,92	Orge H	0,27	Pois P	0,25	Blé H	0,25
Hiver	3 - Stratégie 3	Orge H	239	Blé H	47	Blé H	29	Colza H	2,5	Blé H	4,67	Orge H	73,29	Pois P	18,75	Blé H	27,25
Hiver	4 - Stratégie 4	Blé H	-	Blé H	-	Blé H	-	Colza H	1,4	Blé H	0,27	Orge H	50,78	Pois P	34,00	Blé H	67,75
Printemps	5 - Stratégie 1	Orge P	13	Pois P	30	Blé H	< 1	Orge P	0	Colza	0	Blé H	0,0	Pois P	1,00	Blé H	1,00
Printemps	6 - Stratégie 2	Orge P	32	Pois P	16	Blé H	2	Orge P	0	Colza	0	Blé H	0	Pois P	0,00	Blé H	2,75
Printemps	7 - Stratégie 3	Orge P	38	Pois P	18	Blé H	< 1	Orge P	0	Colza	0	Blé H	1,65	Pois P	1,50	Blé H	4,00
Printemps	8 - Stratégie 4	Orge P	17	Pois P	14	Blé H	10	Orge P	3	Colza	1,75	Blé H	15,65	Pois P	5,00	Blé H	10,25

Deux rotations ont été testées pendant six années :

- une rotation à base de cultures d'hiver qui est classique dans la zone d'étude (parcelles 1, 2, 3 et 4) ;
- une rotation avec introduction de cultures de printemps pour briser la dynamique de développement du vulpin (parcelles, 5, 6, 7 et 8).

Pour chacune de ces rotations, quatre stratégies sont testées :

- stratégie 1 (parcelles 1 et 5) : parcelles où sont appliquées les pratiques culturales recommandées par la coopérative locale, avec l'utilisation d'herbicides encore efficaces ; elles servent donc de références hiver/printemps ;
- stratégie 2 (parcelles 2 et 6) : parcelles sur lesquelles trois pratiques agronomiques limitantes pour le vulpin sont introduites : labour, faux semis, semis retardé⁷² ;
- stratégie 3 (parcelles 3 et 8) : parcelles non labourées où l'utilisation des herbicides est réduite ;
- stratégie 4 (parcelles 4 et 7) : lors de la première rotation (de 1996 à 1998), une réduction de la fertilisation azotée a été testée sur la parcelle 7 (pour des raisons techniques et pratiques, la parcelle 4 n'a pas été étudiée lors de cette rotation) ; elle n'a pas été efficace. Lors de la deuxième rotation (de 1999 à 2002), sur les parcelles 4 et 7, à la demande des partenaires, les herbicides ayant sélectionné la résistance ont été réintroduits, afin d'analyser si les quelques plantes de vulpins survivantes étaient encore résistantes.

72. Le retard de la date de semis consiste à positionner la date de semis de la culture après la période optimum d'émergence des espèces adventices visées. L'intérêt de cette pratique est de permettre l'élimination d'un grand nombre de plantules avant l'implantation de la culture.

Au cours des années 2002-2003 et 2003-2004, Chauvel *et al.* (2004) ne sont plus intervenus sur le choix et le raisonnement des pratiques culturales, l'agriculteur reprenant les pratiques recommandées par la coopérative (désherbage classique). Les différences de densités de vulpins étaient encore très marquées d'une parcelle à l'autre. L'effet des pratiques a donc fortement influé sur les stocks de semences, mettant en avant l'effet « préventif » (prophylaxie) des pratiques non chimiques par rapport à une gestion reposant uniquement sur les traitements phytosanitaires.

Du point de vue strict de la problématique de la résistance aux herbicides, il apparaît que le très faible coût des mutations conférant la résistance aux herbicides (Délye *et al.*, 2013) incite à une gestion préventive. La mise en place de rotations plus longues, insérant des cultures pérennes, l'alternance des modes d'action des molécules herbicides choisies et l'utilisation de méthodes de désherbage mécanique peuvent contribuer à éviter la sélection de gènes de résistance (Chauvel *et al.*, 2009).

La gestion intégrée des populations de vulpins résistantes aux herbicides, et plus généralement des espèces adventices favorisées par des pratiques trop répétitives, apparaît donc comme indispensable, mais implique des modifications non négligeables du système de culture qui ne correspondent pas à de simples ajustements (modifications importantes du système de production, augmentation non négligeable du temps de travail).

Modélisation des interactions entre pratiques culturales et plantes adventices

Un modèle mécaniste, Alomysys, a permis la formalisation des connaissances acquises rendant compte des effets des techniques culturales, de leurs interactions et des états du milieu induits sur les différentes phases du cycle biologique du vulpin. La simulation à long terme a été permise par itération successive de simulations des cycles biologiques au cours des campagnes culturales (Colbach *et al.*, 2006a, 2007). Une première phase a consisté en l'élaboration du modèle « germination-levée » (figure 6.14). La seconde phase de modélisation a permis d'établir une prédiction de la croissance et de la reproduction des plantes. L'ensemble du modèle permet ainsi de simuler la dynamique de l'espèce en fonction d'un certain nombre de caractéristiques du système de culture (rotation, travail du sol...) (Colbach *et al.*, 2007) (figure 6.15).

Les sorties du modèle complet se sont révélées cohérentes avec les hypothèses de départ et les observations de terrain (Colbach *et al.*, 2006b, 2007). Le modèle a ensuite été utilisé pour évaluer des techniques de gestion non chimiques (Colbach *et al.*, 2010a) ou des rotations diversifiées avec l'objectif de réduire l'emploi des herbicides (Colbach *et al.*, 2010b). Les situations avec une seule espèce adventice dominante étant limitées, une version plurispécifique, Florsys, a été développée à partir de ce modèle. Elle a été réalisée de façon à être générique et paramétrable sur la base de données bibliographiques ou de connaissances d'experts (Colbach *et al.*, 2014 ; Gardarin *et al.*, 2012 ; Munier-Jolain *et al.*, 2013). Afin de répondre à des questions « stratégiques », telles que l'optimisation du positionnement d'une pratique culturale, Munier-Jolain *et al.* (2002) ont simulé l'évolution de la densité de plantes en fonction de différentes stratégies de désherbage. Cela permet d'évaluer, pour un seuil d'intervention donné, la fréquence possible des impasses de désherbage (c'est-à-dire des années sans application d'herbicide).

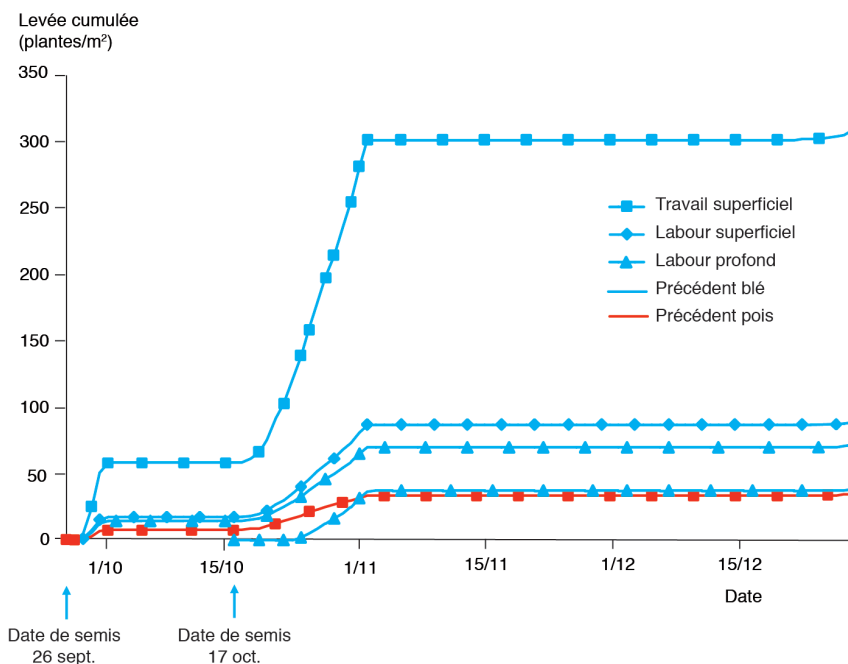


Figure 6.14. Effet du précédent cultural, du travail du sol et de la date de semis du blé sur la levée de vulpin en culture de blé (simulations avec Alomysys).

Les profondeurs sont de 8, 20 et 27 cm pour le travail du sol superficiel, le labour superficiel et le labour profond, respectivement ; les trois modalités étaient précédées d'un déchaumage de 10 cm de profondeur (d'après Colbach *et al.*, 2006a).

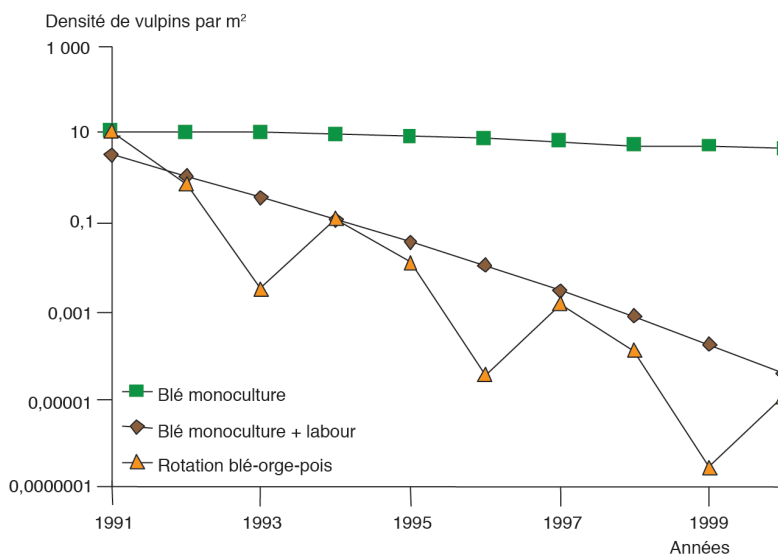


Figure 6.15. Dynamique de vulpins simulée par Alomysys (Chauvel *et al.*, 2004).

Les résultats (figure 6.16) montrent que le choix du déclenchement d'un désherbage fondé sur une densité de plantes observées (de 10 plantes/m² à une plante tous les 100 m²) n'influe pas sur la fréquence des impasses. Le concept de seuil d'intervention est donc fortement remis en cause pour la prise de décision dans le cas des espèces adventices. Ceci peut s'expliquer par la persistance des semences dans le sol et donc par le caractère nécessairement pluriannuel de la gestion. Cependant, ce critère est utilisé efficacement dans les cas, par exemple, des méligèthes du colza (Lecomte, 2012) ou de l'oïdium du blé (Arvalis, 2012), qui se dispersent à l'échelle régionale.

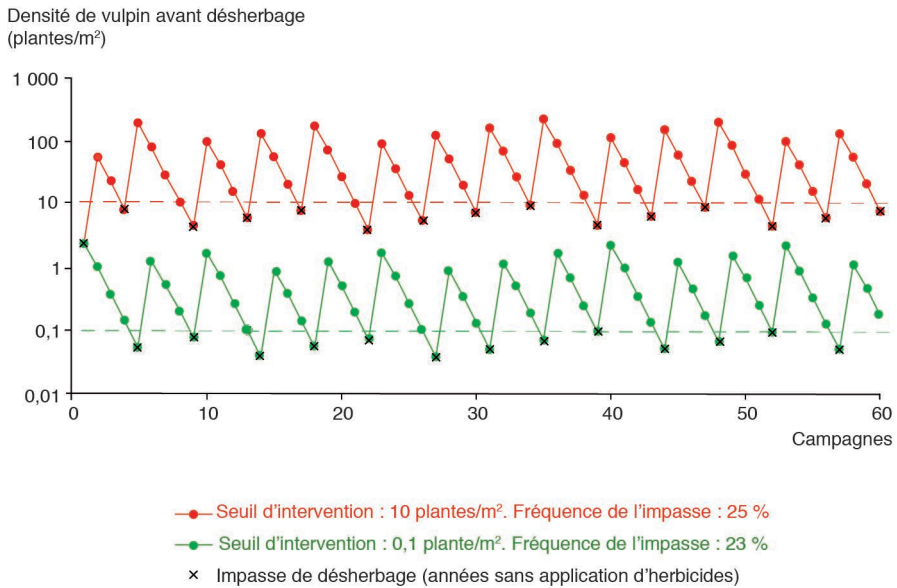


Figure 6.16. Simulations dans une monoculture de blé de deux stratégies de désherbage à partir d'un modèle démographique théorique sur le vulpin (Chauvel *et al.*, 2004).

Mise au point de méthodes innovantes pour la gestion des plantes adventices

Parmi les régulations biologiques qui peuvent exister dans les écosystèmes, l'allélopathie⁷³ est souvent citée comme étant une des causes de nuisibilité des plantes adventices (Singh *et al.*, 2001). Les propriétés allélopathiques de certaines plantes pourraient donc être utilisées comme « herbicides naturels » pour diminuer les infestations d'espèces adventices. Les effets inhibiteurs liés à des propriétés allélopathiques de couverts végétaux constituent une piste intéressante dans la mesure où la gestion des intercultures est une nécessité pour les agriculteurs. Ajouter un

73. L'allélopathie est l'ensemble des interactions biochimiques directes ou indirectes, positives ou négatives, d'une plante sur une autre.

effet « désherbage » à celui de captation des nitrates qu'ont déjà les couverts végétaux peut être d'un réel intérêt pour la gestion intégrée d'une parcelle.

Des essais réalisés en enceintes climatisées à partir d'extraits de plantes ont montré un effet répressur sur la germination de différentes espèces adventices (Chauvel *et al.*, 2004). Par exemple, la germination et le développement foliaire du panic pied-de-coq (*Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv.) sont réprimés de façon importante par plusieurs des espèces testées (figure 6.17).

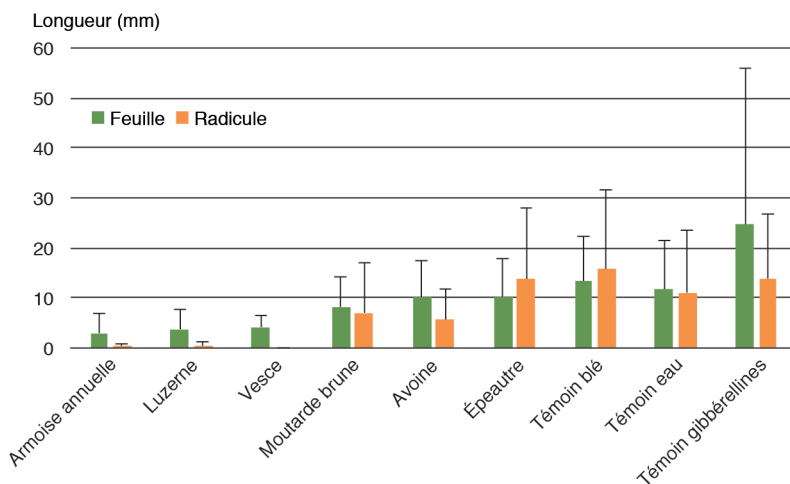


Figure 6.17. Effet de différents extraits de plantes sur la germination du panic pied-de-coq : longueur de la graine à la pointe de la première feuille, longueur de la graine à la pointe de la radicule⁷⁴.

Six plantes ont été testées : l'armoise annuelle (*Artemisia annua*), la luzerne (*Medicago rigidula*), la vesce (*Vicia cracca*), la moutarde brune (*Brassica juncea*), l'avoine (*Avena sativa*) et l'épeautre (*Triticum spelta*). Il y avait trois traitements témoins : le témoin « blé » (*Triticum aestivum*) correspond à une mise en germination de semences avec des extraits de blé (précédent classique dans les systèmes de culture) ; le témoin « eau » correspond à une mise en germination sur papier buvard imbibé d'eau ; le témoin « gibbérellines » correspond à une mise en germination avec de l'eau additionnée de gibbérellines. Les barres représentent les écarts types (Chauvel *et al.*, 2004).

Des essais d'effets allélopathiques au champ ont été réalisés à partir d'enfouissement de biomasse de différentes espèces (Chauvel *et al.*, 2004). Des effets dépressifs très importants ont été observés à partir de couverts d'avoine et de blé sur les levées de plantes adventices, mais aussi sur la croissance des couverts cultivés, dont le tournesol, témoignant d'une absence de sélectivité de la méthode. Toutefois, la culture du soja n'est pas inhibée par l'enfouissement des différents couverts végétaux. Il a été montré que les effets répressifs observés sont liés à une très forte diminution de la disponibilité de l'azote dans le sol du fait de l'enfouissement d'une quantité importante de carbone et non à un effet allélopathique classique. Les rapports C/N élevés qui sont observés inhibent

74. La radicule est la partie de l'axe de l'embryon qui, en se développant, forme la racine du végétal.

considérablement la levée des plantes adventices et des cultures, sauf dans le cas du soja qui profite de la symbiose bactérienne pour sa nutrition azotée (Delabays et Munier-Jolain, 2004).

Systèmes d'aide à la décision pour le désherbage de cultures annuelles

La mise au point d'outils de raisonnement et de préconisation nécessite une connaissance approfondie de la biologie des espèces adventices. Plusieurs outils informatiques de reconnaissance et d'information sur la biologie des plantes ont ainsi été mis au point (Malherb, Hypp, Sementia). En 2013, le site Infloweb (<http://www.infloweb.fr/>), issu d'une collaboration entre différents instituts techniques agricoles et l'Inra dans le cadre du réseau mixte technologique (RMT) Florad (<http://www.florad.org/moodle/>), a été ouvert au grand public pour permettre l'accès aux connaissances malherbologiques et aux recommandations opérationnelles de lutte contre les principales espèces adventices des grandes cultures françaises.

DECID'herb (Munier-Jolain *et al.*, 2006), application web d'aide au choix d'une méthode de lutte contre les plantes adventices en grandes cultures, a été élaborée par l'Inra en partenariat avec Arvalis et le Cetiom dans le cadre des travaux de Chauvel *et al.* (2004). Un module permet de déterminer un « risque malherbologique » associé à chaque espèce présente (observée ou attendue) sur la parcelle, en fonction de ses caractéristiques biologiques propres et du système de culture prévu au cours des années à venir (rotation, travail du sol). Un autre module permet d'effectuer un choix multicritère dans une liste de programmes d'actions. Les critères retenus sont l'efficacité (avec un poids fort vis-à-vis des espèces à fort risque malherbologique), le coût, le risque écotoxicologique (lui-même évalué en fonction des caractéristiques parcellaires), le risque de sélection de résistances et l'intégration du programme dans le calendrier de travail de l'agriculteur. L'application est cependant restée à l'état de prototype, le projet n'ayant pas jusqu'à aujourd'hui trouvé l'environnement permettant de finaliser et de maintenir une version opérationnelle utilisable par les professionnels.

En conclusion, Chauvel *et al.* (2004) ont montré la nécessité de développer une gestion intégrée des plantes adventices résistantes aux herbicides et le fait que cela demande des modifications non négligeables des systèmes de culture. L'efficacité du labour et de l'introduction de cultures de printemps pour contrôler les plantes adventices a été prouvée. Les expérimentations réalisées ont permis d'acquérir une meilleure connaissance des processus en jeu, conduisant à leur modélisation au travers du modèle Alomysys. Par ailleurs, des tests de propriétés allélopathiques de différentes cultures ont montré un manque de sélectivité de ces effets. Ceux-ci seraient dus à une diminution de la disponibilité de l'azote des sols, lors de l'ajout de résidus avec un C/N élevé, plus qu'à un effet allélopathique à proprement parler. Plusieurs outils d'aide à la décision ont été utilisés et élaborés pour mettre à disposition des connaissances sur les espèces adventices (<http://ephytia.inra.fr/fr/Home/index>) et aider au choix de stratégies de lutte.

Reconception des systèmes prairiaux pour gérer les risques de pullulation des campagnols terrestres

Les systèmes d'élevage prairiaux sont en général des systèmes extensifs, peu consommateurs en intrants, ce qui explique le peu d'études concernant la réduction d'utilisation des pesticides dans ce domaine. Cosson *et al.* (2005) et Michelin *et al.* (2012) se sont cependant intéressés à l'utilisation de pesticides dans ces systèmes, dans le contexte particulier de la gestion des pullulations de campagnols terrestres en zone de moyenne montagne ; les travaux de Michelin *et al.* (2012), qui reposent sur une approche anthropologique de cette lutte, sont présentés dans la partie 4 de cet ouvrage.

Cosson *et al.* (2005) ont eu pour terrain d'étude des zones de moyenne montagne en Franche-Comté, où la production agricole s'est spécialisée dans la production fromagère AOC. L'essentiel de la surface agricole est constituée de prairies permanentes. Des cycles de pullulation de campagnols terrestres y sont observés depuis les années 1970, avec des vagues fortes pouvant aller jusqu'à plus de 1 000 individus à l'hectare, entraînant des pertes allant jusqu'à 15 000 € pour certaines exploitations. Dans les années 1970-1980, la lutte contre le campagnol était essentiellement chimique, avec utilisation de la bromadiolone. Ces traitements ont eu des impacts forts sur l'environnement, notamment sur des espèces de gibier (sangliers, chevreuils), sur des espèces prédatrices du campagnol (renards, buses) et sur des espèces protégées (milans royaux). Les connaissances acquises en Franche-Comté depuis les années 1980 et en Auvergne au début des années 1990 suggèraient qu'un certain nombre d'incitations pourrait faire évoluer la lutte chimique vers une lutte raisonnée, avec une part importante d'actions relevant de la gestion écologique. Ainsi, des connaissances antérieures suggèraient que les pullulations du campagnol terrestre naissent dans des zones précises et diffusent sur de grandes surfaces. En outre, des approches corrélatives avaient permis d'établir certains liens entre le risque de pullulation et la composition paysagère (proportion relative de différents habitats) à l'échelle communale. Ces relations permettaient d'envisager le développement d'approches complémentaires à la lutte chimique pour une gestion plus écologique du problème des pullulations du campagnol terrestre. En effet, les caractéristiques paysagères sont une dimension importante de la qualité des habitats et influencent certains processus régulateurs des populations (prédation, parasitisme, compétition, dispersion). Par ailleurs, elles servent implicitement ou explicitement de référence aux gestionnaires de l'espace territorial lorsque de nouvelles pratiques agricoles ou aménagements sont introduits ou favorisés.

Cosson *et al.* (2005) ont souhaité étendre l'analyse des relations entre le paysage et les pullulations à d'autres échelles spatiales, à d'autres variables descriptives du paysage et à la compréhension de certains mécanismes écologiques sous-jacents aux pullulations, afin de développer des modèles de prévision utiles à la gestion du risque de pullulation.

Pour cela, les contextes paysagers propices au démarrage des pullulations ont été identifiés. De nouvelles voies, plus durables, pour le contrôle des populations ont été recherchées. Les principaux résultats obtenus concernent :

- la caractérisation des foyers de démarrage des pullulations, zones sur lesquelles doivent être intensifiées la surveillance et le contrôle des campagnols : les prairies

fortement infestées par la taupe sont plus susceptibles d'être envahies par les campagnols, la disponibilité des galeries étant favorable à leur déplacement. La surveillance des parcelles avec présence de taupes et la lutte contre celles-ci (piégeage collectif, destruction des réseaux, gazage) peut donc permettre d'améliorer la lutte contre le campagnol ;

- l'identification des voies de diffusion : les séries démographiques collectées en différentes localités ont été modélisées, montrant une diffusion de la pullulation par vagues de propagation d'une dizaine de kilomètres par an. Les éléments boisés (bois, haies) permettent de freiner significativement cette diffusion localement. Ce résultat milite pour une restauration du bocage, qui a largement régressé au cours des dernières années ;

- les modalités de dispersion et de recolonisation des milieux : les flux géniques ont été analysés, montrant une variation de la dispersion au cours de la pullulation ; en période de décroissance de densité et pour des populations de faible densité, la dispersion est très faible. En revanche, en phase de croissance démographique, notamment en début de pullulation, la dispersion est très importante. Ainsi, il semble illusoire de chercher à contrôler les populations lors des pics de pullulation, étant donné la forte dispersion, alors que le contrôle en période de faible densité peut avoir un effet durable ;

- le développement d'un modèle de prévision du risque d'entrée en pullulation à l'échelle d'une commune : la robustesse de ce modèle est correcte pour les communes situées dans la zone étudiée, mais est moindre pour celles situées en marge de cette zone. Ce modèle peut servir à l'avertissement agricole pour organiser la lutte contre le campagnol.

Les travaux de Cosson *et al.* (2005) ont montré l'intérêt, pour réduire l'utilisation des pesticides, d'une gestion de la population de campagnols avant infestation de la parcelle, ainsi que la nécessité d'élargir l'échelle d'action de la parcelle à la région. Les résultats de ces travaux ont conduit à un projet de lutte raisonnée en collaboration avec la Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles (Fredon) Franche-Comté sous la forme d'un contrat de cinq ans passé avec les agriculteurs, et mobilisant certains leviers : lutte contre les taupes, travail du sol dans les zones où les galeries occupent plus de 10 % de la surface, mise en place ou maintien de structures boisées, lutte chimique préventive dans les zones où les populations de campagnols sont à très basse densité.

Reconception des systèmes en arboriculture fruitière pour lutter contre les contaminations fongiques

La production fruitière utilise uniquement 1 % de la SAU, mais représente 5 % des dépenses phytosanitaires nationales. Elle affiche ainsi les dépenses de pesticides par hectare les plus élevées (600 €/ha en moyenne), la pomme de table étant sur ce point la plus consommatrice (1 200 €/ha) (Butault *et al.*, 2010). Comme pour la majorité des systèmes de culture, la protection des vergers s'effectue essentiellement par voie chimique. L'arboriculture fait face à de fortes exigences de qualité – calibre, aspect visuel des produits –, rendant difficile la réduction d'utilisation des produits phytosanitaires. Une mauvaise maîtrise des bioagresseurs serait

lourde de conséquences sur le revenu des producteurs. De plus, le faible poids des pesticides dans le coût de production (6 %) n'encourage pas une réduction de leur utilisation. Toutefois, du fait d'impasses techniques récentes ou du non-renouvellement de certaines autorisations de mise sur le marché, les producteurs sont demandeurs de nouvelles solutions pour la gestion des bioagresseurs. Dans ce contexte, Lescourret *et al.* (2008) ont étudié l'impact de différents modes de conduite de vergers de pêcheurs sur le contrôle des maladies et sur la production afin d'identifier des pistes pour reconcevoir ces systèmes.

Deuxième espèce d'intérêt économique en France (Agreste, 2012), le pêcher subit les monilioses, qui sont des maladies fongiques pouvant entraîner jusqu'à 40 % de pertes de récolte (Lichou *et al.*, 2002 ; Mercier, 2002 ; Renaud, 1967). Lescourret *et al.* (2008) ont étudié les liens entre opérations culturales, caractères des fruits ou de la plante et contamination par les monilioses en vergers de pêcheurs (figure 6.18). Les craquelures sur les fruits constituent la voie d'entrée de la contamination par les conidies⁷⁵ des monilioses (Arnoux, 1979 ; Nguyen-The *et al.*, 1989a et b ; Nguyen-The, 1991). L'hypothèse posée par Lescourret *et al.* (2008) est que l'apparition de ces craquelures peut être contrôlée par les techniques culturales qui agissent sur la croissance du fruit (opérations de gestion de la charge en fruits, d'irrigation et de conduite des arbres) et qui sont capables d'agir sur le développement des monilioses en modifiant le micro-climat au sein de la couronne (ensemble des branches portant le feuillage).

Impacts de la taille du pêcher et de l'irrigation sur les monilioses et sur la production

Le pêcher nécessite une forte vigueur pour une production économiquement rentable. Cependant, si celle-ci est mal contrôlée, l'excès de croissance végétative conduira à un auto-ombrage défavorable à la qualité des fruits et des futurs rameaux et favorable au développement de maladies telles que les monilioses. Lescourret *et al.* (2008) ont testé un nouveau mode de conduite du pêcher reposant sur deux points :

- l'installation de futures branches fruitières par pliage-attachage au cours de l'été de rameaux vigoureux et/ou de gourmands⁷⁶ bien positionnés sur la structure afin de favoriser d'autres points de croissance et d'assurer une meilleure répartition des rameaux dans l'espace ;
- l'arrachage manuel précoce (fin avril-début mai) des pousses végétatives se situant dans les zones de départ des gourmands, pour éviter la taille en vert⁷⁷ en été.

La combinaison de ces techniques permet de positionner les fruits vers l'extérieur de la frondaison et d'augmenter la porosité du couvert, ce qui pourrait diminuer la sensibilité aux monilioses. En outre, la gestion de l'arbre et du complexe parasitaire

75. Une conidie est une spore assurant la reproduction asexuée des champignons. Les conidies se développent après dispersion sur un support vivant ou mort.

76. Un gourmand est un rameau d'arbre fruitier issu de bourgeons latents porté par du vieux bois et qui ne donne pas de fruit.

77. La taille en vert est la suppression estivale de pousses feuillées.



Figure 6.18. (a) Verger de pêchers (© Bussi, Inra). (b) Pêche attaquée par des monilioses (© Mercier, Inra).

qui lui est associé est en forte interaction avec la gestion des intrants, notamment de l'eau : le pilotage des apports d'eau permet de moduler la croissance en fonction du développement du végétal. Ainsi, Lescourret *et al.* (2008) ont étudié l'effet sur les monilioses de combinaisons « conduite de l'arbre-irrigation » sur un dispositif expérimental combinant deux facteurs à deux modalités : la taille, pouvant être classique ou par arrachage manuel, et l'irrigation calibrée à partir d'un bilan hydrique ou d'une méthode plus précise (micromorphométrie Pépista). Après trois années d'essai, une diminution des attaques par monilioses a été constatée dans les traitements impliquant des pratiques innovantes (arrachage manuel, micromorphométrie Pépista), ce qui permet une réduction d'utilisation des pesticides (figure 6.19). Cela s'explique par le fait que l'arrachage manuel permet d'augmenter l'ensoleillement au sein de l'arbre (Willaume *et al.*, 2004), ce qui joue sur l'induction et la germination de conidies (Tamm et Fluckiger, 1993 ; Wilcox, 1989). Au niveau de la conservation des fruits, les résultats vont dans le même sens : les fruits ont pourri significativement moins vite avec les pratiques innovantes.

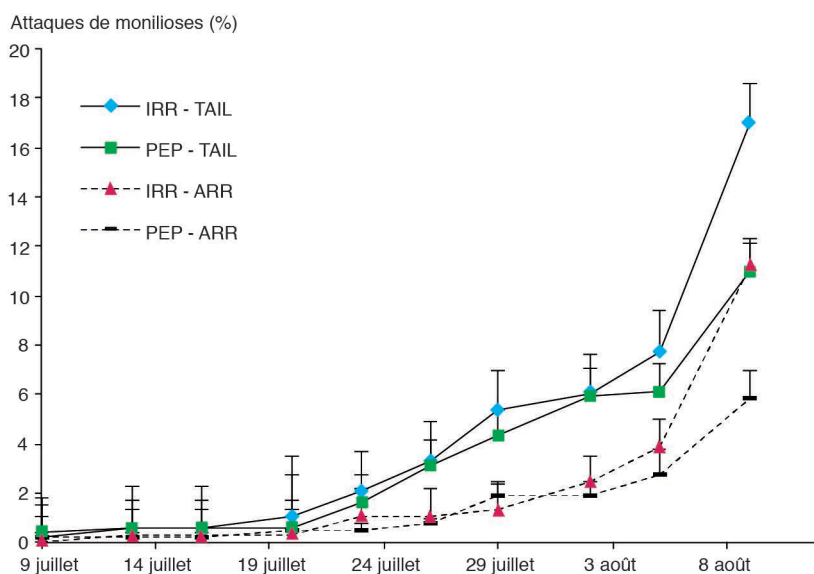


Figure 6.19. Évolution temporelle des attaques de monilioses en 2004 dans le mois avant récolte selon les modalités de taille (taille classique TAIL ou arrachage manuel ARR) et d'irrigation (bilan hydrique IRR ou micromorphométrie Pépista PEP). Les barres verticales représentent l'erreur type (Lescourret *et al.*, 2008).

La restriction hydrique pendant la phase de grossissement du fruit permet d'améliorer la teneur en sucres ainsi que le pourcentage de fruits de premier choix produits, sans limiter significativement le calibre et le rendement des fruits. Ces résultats sont conformes à ceux obtenus en vergers de producteurs dans le sud de la France (Plénet *et al.*, 2005). Les diamètres des fruits à la récolte sont plus faibles avec une restriction hydrique, mais les teneurs en sucres sont un peu plus élevées. Cela permet de réduire le nombre de microfissures sur les fruits (figure 6.20) et donc de diminuer les voies d'entrée pour les conidies des monilioses. Par ailleurs,

l'épiderme des fruits tend à être moins ferme avec les pratiques innovantes que pour les témoins. Ces pratiques permettent donc une amélioration de la qualité, les fruits moins fermes étant plus appréciés des consommateurs. En raison de l'augmentation du nombre des fruits produits et de la diminution de la proportion des fruits de second choix dans ces modalités, les traitements innovants produisent de meilleurs résultats économiques que les traitements classiques.

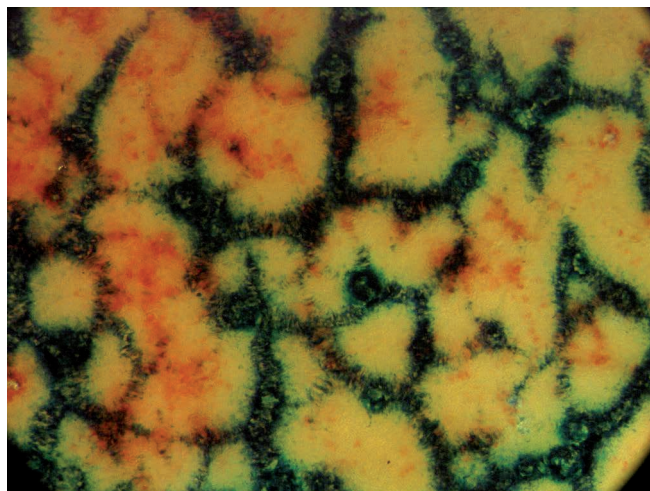


Figure 6.20. Microfissures sur une pêche, vues au microscope (© Gibert, Inra).

Modélisation des liens entre pratiques culturales et monilioses

Lescourret *et al.* (2008) ont également testé l'influence de différentes combinaisons de pratiques culturales *via* la modélisation. Cela a consisté au couplage d'un modèle agronomique capable d'estimer la croissance et l'élaboration de la qualité des fruits (notamment la teneur en sucre) et d'un modèle épidémiologique capable de prévoir la contamination des fruits par les monilioses. Le modèle agronomique développé par Lescourret et Génard (2005) a été adapté et paramétré. Il simule bien les caractéristiques demandées : calibre, proportion de la masse du fruit sous forme de pulpe, teneur en matière sèche et caractère sucré, importantes pour la commercialisation des fruits.

Le modèle épidémiologique a été construit *de novo*. Il se focalise sur l'étape de contamination du fruit. Pour son paramétrage, des contaminations artificielles ont été effectuées sur des fruits détachés issus des expérimentations ayant servi au modèle agronomique. Des contaminations humides et sèches ont été effectuées, à différentes dates et pour plusieurs concentrations de conidies. L'humidité de l'air n'a pas constitué un bon facteur explicatif de l'incidence de la maladie. En revanche le nombre de conidies dans les craquelures s'est révélé être un bon indicateur de la probabilité d'infection du fruit. Celle-ci a donc été modélisée à partir du produit des surfaces de craquelures sur le fruit et de la densité de conidies. La densité de conidies naturellement présente dans le verger a été prise en compte pour l'ajustement du modèle. Le modèle logistique ainsi obtenu a montré une

bonne qualité d'ajustement. Les modèles de croissance du fruit visant à atteindre des calibres commerciaux très élevés ont révélé lors des simulations une augmentation des surfaces de craquelures sur le fruit, pouvant s'accompagner de risques importants d'infection (figure 6.21). Les risques sont beaucoup plus faibles pour les calibres commerciaux bas, quelle que soit la densité de conidies.

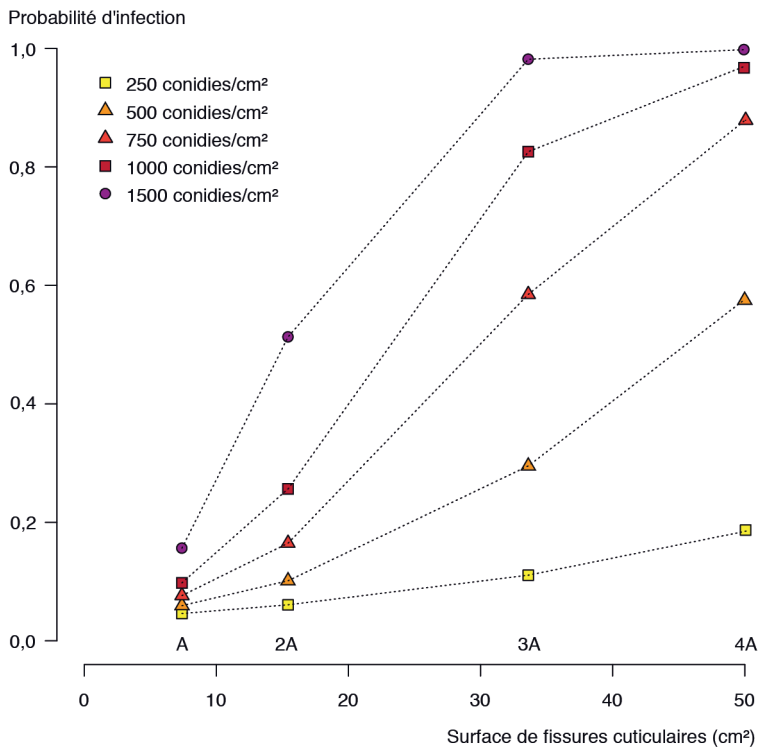


Figure 6.21. Probabilités d'infection de pêches par les monilioses estimées avec le modèle épidémiologique pour plusieurs combinaisons de densités de conidies par centimètre carré (symboles) et de surfaces de craquelures sur le fruit correspondant à des calibres commerciaux (de A à 4A)⁷⁸ (Lescouret *et al.*, 2008).

Pour le couplage des modèles agronomique et épidémiologique, un modèle de conductance de l'épiderme des fruits à la vapeur d'eau a été au préalable élaboré. Cette conductance est impliquée dans la qualité du fruit *via* les pertes en eau qu'elle détermine, laquelle joue sur la concentration des sucres dans la pulpe. Les craquelures sur l'épiderme, qui ont une influence sur la contamination par les monilioses, sont une de ses composantes. La version finale du modèle rend compte

78. Calibres commerciaux en pêches et nectarines (norme CEE-ONU FFV-26, édition 2010) : 4A (> 90 mm de diamètre ou > 300 g), 3A (80-90 mm ou 220-300 g), 2A (73-90 mm ou 180-200 g), A (67-73 mm ou 135-180 g), B (61-67 mm ou 105-135 g), C (56-61 mm ou 85-105 g), D (51-56 mm ou 65-85 g).

de manière satisfaisante de l'évolution des craquelures dans des situations de croissance contrastées correspondant à différents régimes d'irrigation et de charge en fruits, malgré une tendance à la sous-estimation pour les modalités bien irriguées et à la surestimation en fin de croissance.

Simulation de l'impact économique de différents scénarios techniques

Plusieurs scénarios de combinaisons de techniques ont ensuite pu être testés à partir du modèle construit. Les scénarios techniques choisis considéraient ensemble plusieurs pratiques ou choix cultureux : choix variétal, période d'éclaircissage, charge en fruits, irrigation, stratégie de protection. Parmi les scénarios les plus rémunérateurs, ceux qui correspondent aux pratiques courantes sont ressortis : gros calibre commercial (2A), irrigation non restrictive, application de fongicides pour le contrôle de l'inoculum. Les fruits de ces scénarios étaient de qualité médiocre (caractère sucré et teneur en matière sèche modérés) et avaient des densités de craquelures pouvant être très élevées, ce qui peut poser des problèmes de tenue en conservation. Les scénarios mettant en œuvre une combinaison de pratiques innovantes offraient de bons compromis entre qualité des produits et qualité environnementale (réduction des fongicides et économie d'eau). Certains de ces scénarios atteignaient des calibres intéressants sur le plan commercial (2A) et permettaient un revenu correct avec la contrainte d'un inoculum bas ou modéré. Enfin, plusieurs scénarios aboutissaient à des calibres actuellement peu rémunérateurs (B ou C) même s'ils produisaient des fruits riches en pulpe et en sucres, peu craquelés et donc moins enclins à l'entrée de monilioses.

Les craquelures sur la pêche sont influencées par les opérations culturales et participent à la fois à la qualité des fruits et à leur sensibilité aux monilioses, ainsi qu'à leur capacité de conservation. Un simulateur permettant l'évaluation de scénarios techniques selon la qualité organoleptique des produits, leur potentiel de conservation et leur impact environnemental a été créé (Lescourret *et al.*, 2008). Les liens entre modes d'irrigation et de gestion de l'arbre d'une part et développement de la maladie d'autre part ont été explorés expérimentalement. Ces deux voies donnent des résultats concordants : les pratiques raisonnées ou innovantes telles que l'irrigation restreinte et la taille manuelle peuvent améliorer la qualité des fruits et réduire leur sensibilité aux monilioses, tout en permettant des économies d'eau. L'adoption de telles pratiques pouvant induire une dépression du calibre des fruits, elle nécessiterait une évolution des standards du marché.

Reconception des systèmes de culture bananiers en milieu tropical

Réduction d'utilisation des pesticides pour la banane dessert aux Antilles

La Guadeloupe et la Martinique sont des milieux insulaires où les problèmes de pollution par les pesticides se posent avec une acuité particulière. La production bananière antillaise a notamment été fortement marquée par le problème de la

pollution des sols par la chlordécone, un insecticide utilisé contre le charançon du bananier. Conscients de l'atout que pourrait constituer une production de type « zéro pesticide » sur le marché européen, les producteurs de bananes des Antilles françaises se sont engagés vers cet objectif dans le cadre de projets de recherche (Cirad, projets des fonds structurels européens), mais aussi par une organisation sous la forme d'un plan d'actions « banane durable ». L'objectif « zéro pesticide » implique une transformation profonde des systèmes de culture bananiers. Cette mutation a été amorcée depuis le début des années 1990, avec l'abandon progressif des systèmes monoculturaux à forte consommation d'intrants chimiques au profit de systèmes fondés sur des pratiques assainissantes associant matériel végétal sain issu de cultures *in vitro*, jachères et rotations culturales. Ces systèmes ont montré leur efficacité pour limiter la pression parasitaire tellurique sans recourir aux nématicides, tout en contribuant à la restauration de la fertilité des sols. Cela a déjà permis une réduction de l'utilisation de nématicides de plus de 65 % dans les bananeraies martiniquaises. De même, le contrôle des plantes adventices par le paillage ou la mise en place de plantes de couverture fait l'objet d'actions de recherche dans le cadre du plan « banane durable » auquel les producteurs antillais de bananes participent activement. Il existe déjà des bases scientifiques et techniques permettant d'identifier des techniques culturales alternatives à l'utilisation des pesticides. Il faut cependant intégrer ces techniques culturales au sein de nouveaux systèmes de culture, évaluer ces systèmes et vérifier leur capacité d'adoption. Ainsi, dans l'optique de développer des systèmes de culture innovants sans produits phytosanitaires pour les cultures bananières de Guadeloupe et de Martinique, Tixier *et al.* (2010) ont notamment étudié l'effet de plantes assainissantes vis-à-vis des parasites telluriques et des espèces adventices afin de construire des modèles de simulation pour explorer des assemblages de pratiques.

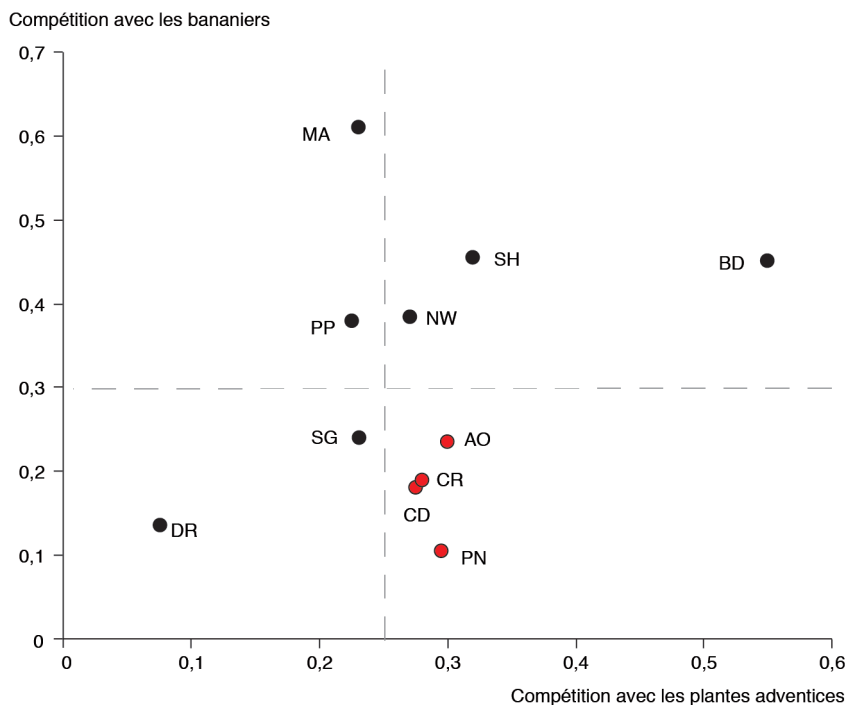
Pratiques innovantes de gestion des bioagresseurs

Les cercosporioses, maladies foliaires du bananier, peuvent difficilement être maîtrisées par la seule lutte culturale (ablation partielle ou totale des feuilles nécrosées, suppression des foyers infectieux). L'obtention de variétés résistantes aux cercosporioses est l'objectif principal du programme d'amélioration génétique du bananier conduit par le Cirad (Bakry *et al.*, 2001). Les nématodes phytoparasites du bananier ont été remarquablement contrôlés par des mesures prophylactiques reposant sur des rotations culturales et des jachères assainissantes et sur l'utilisation de plants de bananiers sains issus de vitroculture (Chabrier et Quénéhervé, 2003 ; Chabrier *et al.*, 2005 ; Ternisien, 1989). Ces mesures utilisées à grande échelle ont permis de réduire drastiquement l'utilisation des nématicides.

Les plantes adventices se développent rapidement dans la phase d'installation de la culture des bananiers. En complément de la gestion des résidus de culture et des moyens mécaniques, l'utilisation de plantes de couverture représente l'option la plus pertinente pour le contrôle des plantes adventices. Cependant, les plantes de couverture ne doivent pas favoriser les maladies et les ravageurs, ni entrer en compétition avec la plante cultivée pour les ressources hydriques et minérales.

Même s'il a été montré de manière générale que les plantes de couverture sont compatibles avec la bonne croissance des bananiers (Damour *et al.*, 2012), il

est important de vérifier l'adaptation de chaque espèce de plante de couverture potentielle à son association avec la plante cultivée. Une approche de sélection de plantes de couverture assistée par modèle a pour cela été développée (figure 6.22). Elle permet d'évaluer de manière précoce, sur la base de mesures en collections de plantes, si la croissance dans une condition d'association sera suffisante pour contrôler les plantes adventices, durable sur le long terme et pas trop concurrentielle pour les ressources en azote (Tixier *et al.*, 2011). À l'issue de cette sélection, les performances agronomiques de l'association des bananiers et des plantes les plus prometteuses ont été mesurées.



AO	<i>Alysicarpus ovalifolius</i>	NW	<i>Neonotonia wightii</i>
BD	<i>Brachiaria decumbes</i>	PN	<i>Paspalum notatum</i>
CR	<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	PP	<i>Pueraria phaseoloides</i>
CD	<i>Cynodon dactylon</i>	SG	<i>Stylosanthes guianensis</i>
DR	<i>Dichondra repens</i>	SH	<i>Stylosanthes hamata</i>
MA	<i>Macroptilium atropureum</i>		

Figure 6.22. Capacités de compétition d'une série de plantes de couverture vis-à-vis des plantes adventices et de la culture principale de bananiers.

En abscisse, l'indicateur de compétition avec les plantes adventices est estimé à partir de la biomasse (kg/m^2) produite entre 0 et 15 semaines après le semis. En ordonnée, l'indicateur de compétition avec les bananiers est estimé à partir de la demande en azote (kg/m^2) entre 50 et 150 semaines après le semis. Les plantes indiquées en rouge montrent le meilleur potentiel pour l'association avec les bananiers (d'après Tixier *et al.*, 2011).

Le charançon du bananier est un ravageur important des bananiers. Le développement de pièges attractifs à phéromones permet d'en contrôler les populations (Chabrier *et al.*, 2002) ; cependant, afin d'en maximiser l'efficacité, leur déploiement dans le temps et dans l'espace doit être optimisé. En complément de ce moyen de lutte, il est nécessaire, pour arriver à l'objectif « zéro insecticide », de développer des pratiques culturales favorisant les régulations biologiques de ce ravageur par les auxiliaires de culture.

Tixier *et al.* (2010) ont évalué le statut d'hôte de plantes de service vis-à-vis de *Radopholus similis*, le nématode phytoparasite le plus dommageable pour les bananiers (figure 6.23). L'indicateur utilisé est le taux de multiplication du nématode correspondant au ratio de la population mesurée après 30 jours dans les racines de la plante hôte testée sur la population inoculée. Les plantes ayant un taux de multiplication supérieur à 10 sont de très bons hôtes de ce phytoparasite et vont augmenter l'inoculum ; au contraire, celles qui ont un taux inférieur à 1 vont participer à l'assainissement des parcelles.

L'étude des facteurs influençant la dynamique des populations de nématodes phytoparasites a permis de comprendre leurs mécanismes de dissémination et les facteurs biotiques expliquant la structure des communautés. Les nématodes sont des organismes ayant une capacité de dispersion active très réduite, insuffisante pour expliquer la colonisation des parcelles assainies. Les résultats montrent que les nématodes comme *Radopholus similis* utilisent les flux d'eau pour se disséminer (Chabrier *et al.*, 2009). Les études menées ont permis de mettre au point des pratiques culturales limitant la contamination des parcelles assainies en utilisant des fossés de ceinture qui empêchent un flux d'eau contaminé par des nématodes de rentrer dans une parcelle saine. Les plantes de couverture, du fait de leur effet très important sur la limitation du ruissellement et de l'érosion, participent également à cette stratégie de limitation des contaminations au sein d'un réseau de parcelles.

Une étude du rôle des plantes adventices associées aux bananiers sur la structuration de communautés de nématodes phytoparasites a également été menée. L'objectif était d'établir dans quelle mesure il était possible d'orienter cette communauté par le choix des plantes associées. Les analyses ont montré que la communauté des nématodes phytoparasites est structurée par les plantes présentes sur les parcelles (Duyck *et al.*, 2009). Ceci confirme bien que la diversité végétale associée aux parcelles est un levier permettant aux agriculteurs d'orienter les populations de nématodes, favorisant des structures de communautés limitant le développement des espèces de nématodes les plus dommageables. En outre, certains groupes de plantes de couverture (*Poaceae*) favorisent la régulation des nématodes phytoparasites *via* les nématodes prédateurs libres dans le sol (Djigal *et al.*, 2012). De même, la nature des amendements organiques peut jouer un rôle majeur dans la structure de la communauté des nématodes du sol et *in fine* la régulation des nématodes phytoparasites (Tabarant *et al.*, 2011).

Le charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*) est un insecte marcheur avec une fécondité relativement faible (1 à 3 œufs par semaine et par femelle) et une durée de vie pouvant dépasser 1 an. La colonisation des parcelles est lente et se

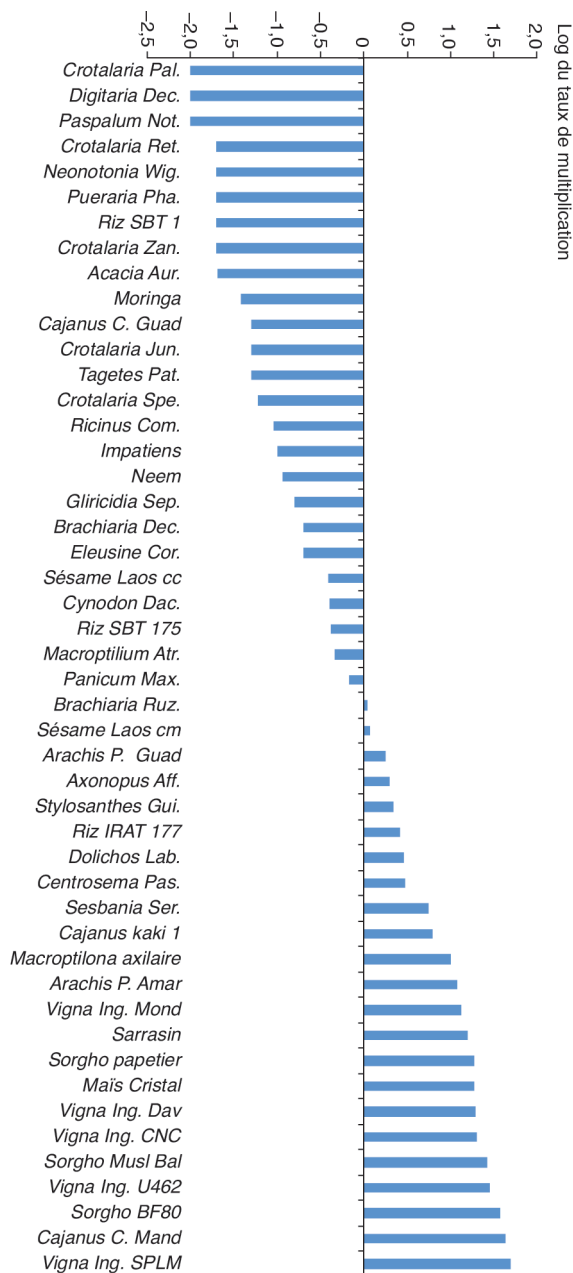


Figure 6.23. Taux de multiplication du nématode *Radopholus similis* sur 48 espèces de plantes de service. Les taux sont exprimés en échelle logarithmique (les situations considérées comme assainissantes sont celles avec un taux de multiplication inférieur à 1, ce qui correspond à un log inférieur à 0) (Tixier *et al.*, 2010).

fait par foyers d'infestation. Le suivi d'un réseau régulier de pièges à phéromones a montré que les jachères jouaient un rôle prépondérant dans l'épidémiologie de ce ravageur à l'échelle du groupe de parcelles et de l'exploitation (Rhino *et al.*, 2010). Les jachères permettent d'assainir les parcelles en supprimant la ressource nécessaire au charançon. Cependant, après 1 à 3 mois de mise en jachère, un pic de déplacement des charançons est observé, pouvant contaminer fortement les parcelles avoisinantes. Ces résultats suggèrent qu'il est nécessaire d'apporter une attention particulière au piégeage dans les jachères afin de limiter la contamination d'autres parcelles. Afin de comprendre précisément la dispersion du charançon au sein des parcelles, une méthode originale de radio-télémetrie (RFID) pour le suivi d'un insecte marcheur a été mise au point. Elle a permis d'identifier les facteurs affectant la distribution spatiale des adultes de charançon et de caractériser les trajectoires individuelles (Vinatier *et al.*, 2010). Les connaissances acquises ont permis de paramétrer un modèle de dispersion du charançon en milieu hétérogène (Vinatier *et al.*, 2009, 2011, 2012).

Afin de comprendre l'effet des plantes de couverture sur la régulation du charançon du bananier par les prédateurs généralistes naturellement présents au sein des parcelles, deux systèmes de culture, avec et sans plantes de couverture, ont été comparés. Dans les deux systèmes, les espèces d'arthropodes présentes ont été identifiées et les liens trophiques caractérisés, notamment ceux impliquant le charançon du bananier. Il a été mis en évidence qu'avec l'ajout d'une plante de couverture il y a une modification du régime alimentaire des prédateurs généralistes (augmentation du degré d'omnivorie) suggérant un potentiel accru de contrôle du charançon (Duyck *et al.*, 2011).

Tixier *et al.* (2010) ont également évalué les effets de la biodisponibilité du silicium pour le bananier sur les bioagresseurs *Colletotricum musae* (anthracnose de la banane) et *Cylindrocladium* (maladie racinaire). Le silicium est un élément essentiel pour la nutrition des plantes qui renforce la tolérance aux stress biotiques et abiotiques. L'effet bénéfique d'une amélioration de la nutrition en silicium vis-à-vis de la tolérance aux bioagresseurs a notamment été largement démontré sur les maladies fongiques du riz (Kim *et al.*, 2002 ; Rodrigues *et al.*, 2003). Une expérimentation a été conduite pour tester les hypothèses suivantes : l'amélioration de la nutrition du bananier en silicium est susceptible de limiter l'impact des bioagresseurs, et une nutrition azotée excessive peut en revanche augmenter la sensibilité de la plante aux nématodes et à l'anthracnose du fruit. Ils ont mis en évidence un effet net du type de sol sur la biodisponibilité du silicium pour le bananier. Les sols les plus évolués soumis à fortes pluviométries (sols ferralitiques, andosols perhydratés) présentent les plus faibles niveaux de silicium biodisponible, tandis que les sols volcaniques les plus récents soumis à des pluviométries modérées (sol brun de la côte sous le vent) présentent les niveaux les plus élevés (Henriet *et al.*, 2008). Des dispositifs expérimentaux en conditions contrôlées (bananiers cultivés sous serre en conteneurs) ont montré que l'impact de pathogènes tels que *Mycosphaerella fijiensis* (Kablan *et al.*, 2010) et *Cylindrocladium spathiphylli* (Vermeire *et al.*, 2011) est diminué quand le niveau de nutrition en silicium est meilleur. La nutrition en silicium peut être améliorée avec des apports d'amendements riches

en silicium (bagasse de canne à sucre, cendre de bagasse, etc.), de manière à réduire l'impact des bioagresseurs sur la culture sans utiliser de pesticides.

Conception et évaluation de systèmes de culture innovants par des outils de modélisation

Tixier *et al.* (2010) ont développé des outils de modélisation permettant de représenter le fonctionnement de l'agroécosystème afin de concevoir des systèmes de culture innovants réduisant l'utilisation des pesticides. L'ensemble des techniques culturales et des moyens de lutte développés ont été formalisés et intégrés au sein de la plateforme de modélisation intégrée Simba (Tixier *et al.*, 2008a), qui simule l'évolution de la structure du peuplement de bananiers au cours des cycles de culture (Tixier *et al.*, 2004). La composante parasitaire, qui influe sur la pérennité de la bananeraie et induit l'emploi des pesticides, est également prise en compte (Tixier *et al.*, 2006). L'action des nématodes phytoparasites est simulée, en interaction avec la croissance et la structure du peuplement, l'état du sol et l'emploi de nématicides. Simba simule également la croissance des bananiers et leur productivité, la structure du sol, la couverture du sol et le bilan hydrique. Couplés à ces modules biophysiques, des indicateurs qualitatifs et intégrateurs permettent l'évaluation au cours du temps de risques environnementaux, tels que le risque de pollution des eaux par les pesticides (Tixier *et al.*, 2007) et le risque d'érosion. Le modèle Simba, en fournissant des sorties agronomiques, environnementales et économiques (marge brute), permet ainsi l'évaluation multicritère de systèmes de culture simulés. Un module de Simba a permis de prendre en compte l'effet de la diversité variétale des bananiers sur la dynamique des nématodes phytoparasites (Tixier *et al.*, 2008b) : il a ainsi été montré de manière expérimentale et par modélisation qu'avec l'utilisation d'un autre cultivar de bananiers le nématode dominant pouvait être différent (*Helicotylenchus multicinctus* avec l'hybride FB920). Dans le cas du charançon du bananier, un modèle de simulation a été développé afin de tester l'effet de l'organisation spatiale des parcelles sur la dynamique spatiale de ce ravageur (Vinatier *et al.*, 2009). Ce modèle intègre la dispersion et la démographie du ravageur, la dynamique du bananier, pour différents contextes (plantes présentes ou sol nu, piège à phéromones, présence de fossés). Une analyse de sensibilité a révélé l'importance de la longévité et de la fécondité du charançon sur la variabilité et l'intensité des attaques. Ce modèle a été utilisé pour définir des stratégies d'organisation des habitats (plante, résidus de culture), mais aussi pour optimiser les pratiques de piégeage.

L'intégration de l'ensemble des connaissances et des pratiques de phytoprotection alternatives aux pesticides (Risède *et al.*, 2009) permet la conception de prototypes de systèmes de culture innovants. Cette conception peut se faire à « dire d'experts » en interaction avec les acteurs techniques de la filière ou par modélisation. Le tableau 6.4 présente des exemples de prototypes de systèmes de culture de bananier définis par expertise. Ces systèmes sont évalués au travers de différentes composantes de la durabilité, incluant la fertilité physique et chimique du sol (Dorel *et al.*, 2010). Par exemple, il a été montré que le système de culture où les bananiers sont plantés sur un mulch de plantes de couverture améliore

significativement la structure physique du sol, maintient une humidité constante à la surface du sol et augmente le rendement des bananiers.

Tableau 6.4. Prototypes de systèmes de culture définis par experts et évalués dans le cadre du plan « banane durable ».

Zone ciblée	Prototype de système de culture
Zone mécanisable	A Bananeraie sur couvert entretenu mécaniquement
	B Association bananier avec <i>Stylosanthes guianensis</i>
	C Plantation sur mulch de <i>Crotalaria spectabilis</i>
	D Apports de matière organique exogène
	E Cléome spontané en jeune plantation
Zone d'altitude mécanisable ou non	F Jachère de <i>Stylosanthes guianensis</i> pour améliorer la fertilité des sols d'altitude

La conception de systèmes de culture par modélisation permet d'explorer un grand nombre de systèmes potentiels et de les évaluer *ex ante* sur des critères agronomiques, économiques et environnementaux. Un exemple est l'utilisation du modèle Simba suivie de l'évaluation de l'adoptabilité des systèmes innovants par les agriculteurs, en fonction d'une typologie fondée sur leurs pratiques culturales et leurs performances actuelles (Tixier *et al.*, 2008b). Ceci a permis de contextualiser l'évaluation de chaque innovation sur le rendement et la consommation de pesticides (Blazy *et al.*, 2009). Ensuite, un modèle de fonctionnement de ferme (modèle Banad) a permis d'évaluer l'évolution dans le temps des performances de systèmes innovants (rendement, main-d'œuvre, pesticides, revenu), après leur adoption par les agriculteurs (Blazy *et al.*, 2010). Le résultat majeur de ce travail de modélisation est que les systèmes innovants testés sont plus performants que le système monoculturel. Cependant, ces nouveaux systèmes nécessitent une période de transition d'environ deux ans avant qu'ils soient avantageux pour l'agriculteur (figure 6.24).

Les travaux de Tixier *et al.* (2010) ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur le fonctionnement agroécologique des bananeraies. L'accent a été mis sur les plantes de service pour lutter contre les espèces adventices, améliorer la fertilité du sol et lutter contre les bioagresseurs. Les modèles de simulation développés ont ainsi pris en compte les traits fonctionnels des plantes de service et la compétition pour l'eau et pour l'azote entre les bananiers et les plantes de service afin d'optimiser le compromis entre la compétition pour les ressources et la lutte contre les plantes adventices et les bioagresseurs. L'utilisation de cette approche de modélisation a permis de faire des propositions sur la gestion de ces plantes de service. Des nouveaux modes de gestion du charançon du bananier par l'organisation spatiale des parcelles et par le piégeage ont été proposés grâce à une étude d'épidémiologie spatiale de ce ravageur.

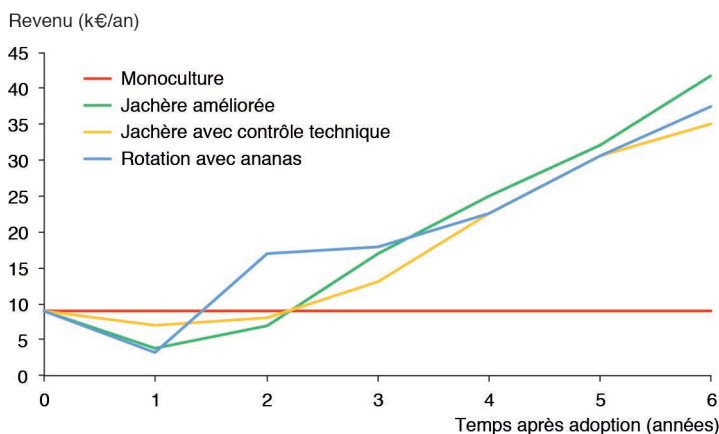


Figure 6.24. Simulation avec le modèle Banad de la dynamique de revenu d'une exploitation agricole après l'adoption de systèmes de culture innovants par rapport au système monoculturel (d'après Blazy *et al.*, 2010).

La modélisation du potentiel d'adoption des systèmes de culture innovants à l'échelle de l'exploitation agricole a fourni une base de connaissances nécessaires pour la conception des futures innovations et a montré la nécessité d'une période de transition d'environ deux ans. En outre, les résultats de ces travaux ont bénéficié d'un transfert facilité par l'organisation de la filière de production sous la forme d'un institut technique puis du plan d'actions « banane durable ».

Réduction d'utilisation des pesticides pour la banane plantain en Colombie et Guadeloupe

La banane plantain (*Musa paradisiaca*) est l'aliment de base de millions de personnes dans le monde et sa culture génère des revenus permanents pour un grand nombre d'agriculteurs, dans des plantations de taille petite ou moyenne. En Colombie, les plantations couvrent 397 000 ha (FAO, 2003), avec une production au deuxième rang mondial. Production et rendements ont cependant diminué de façon importante à cause de problèmes phytosanitaires et des faibles investissements dans les pratiques de lutte chimique ou de fertilisation. En 2005, les rendements moyens étaient de 7,7 t/ha (contre 39,4 au Guatemala par exemple), en grande partie à cause des infections à *Ralstonia* (Belalcázar *et al.*, 2003 ; Martínez *et al.*, 2006). En Guadeloupe, il y a relativement peu de données sur la banane plantain, cultivée dans des polycultures vivrières à la marge des exploitations de bananes dessert pour l'exportation (*Musa acuminata* type Cavendish). La superficie a oscillé entre 300 et 350 hectares sur la période 2000-2006 et les perspectives de développement futur sont grandes. La production est estimée entre 5 500 et 9 000 tonnes selon les années et les rendements de 15 à 20 tonnes par hectare.

La banane plantain est très sensible aux parasites et aux maladies, notamment la sigatoka noire (*Mycosphaerelia fidjiensis* var *difformis*), la cercosporiose jaune (*Mycosphaerella musicola*), les infections à *Ralstonia solanacearum* (« Moko ») ou les nématodes phytoparasites (Guzman-Piedrahita et Castaño-Zapata, 2002 ; Sarah *et al.*, 1999). L'ensemble de ces parasites provoque des lésions importantes entraînant la rupture des racines, la réduction de la croissance et la verse des plantes arrivées à maturité (Blomme *et al.*, 2004 ; Gowen et Quénéhervé, 1990). En Colombie, on estime entre 12 et 18 % les pertes de production liées à la verse, mais sur des sols pauvres et érodés de Côte d'Ivoire des pertes de 75 % ont été signalées (Sarah *et al.*, 1996). Les nématodes phytoparasites provoquent la formation de nécroses sur les racines (Gowen *et al.*, 2005). Les dégâts engendrés par ces bioagresseurs affaiblissent l'ancrage au sol et entraînent la chute des pieds de bananiers. Ils altèrent également la fonctionnalité du système racinaire et induisent une réduction de la taille de la plante et du poids des régimes. La sigatoka noire, absente en Guadeloupe, est très fréquente en Colombie entre les étages altitudinaux 1 000 et 2 000 m sur le clone « Dominico Harton », sensible à ses attaques. Le champignon détériore les feuilles et la qualité des fruits, provoquant des pertes pouvant atteindre 30 à 50 % de la production. Quant à la bactérie *Ralstonia solanacearum*, ses attaques au niveau du système vasculaire ont provoqué une chute sérieuse de la production de bananes plantain dans la plupart des zones de culture de Colombie et l'abandon de nombreuses plantations (Belalcázar *et al.*, 2003). La bactérie se dissémine par les eaux de ruissellement et les cours d'eau, ainsi que par le transport de graines et plantules contaminées. La culture du bananier plantain souffre également des attaques du charançon noir (*Cosmopolites sordidus*), dont la larve creuse des galeries dans le rhizome du bananier. En Guadeloupe, le parasitisme tellurique est à l'origine de la faible longévité des parcelles en monoculture de plantain (1 à 3 cycles de production). On observe en effet une baisse nette de rendement dès le deuxième cycle de culture, liée à la dégradation de l'appareil souterrain. On estime que 60 à 70 % des producteurs n'appliquent aucun traitement. Dans les autres cas, les produits disponibles sont d'une grande toxicité et favorisent la réapparition de la maladie, en partie à cause de leurs effets sur les organismes non cibles. Par ailleurs, les solutions agronomiques disponibles pour la banane d'exportation sont en partie inapplicables pour les vitroplants et très peu utilisées dans les cultures de banane plantain en ce qui concerne les jachères et les rotations culturales.

Lavelle et Loranger (2015) ont réalisé une étude comparée des situations contrastées de la Guadeloupe et de la Colombie, représentant une large gamme de situations socio-économiques et environnementales :

- une situation de production de marché en émergence (Guadeloupe) par comparaison à une production de marché déjà opérationnelle (Colombie). La production est peu intensive en Colombie, mais la filière est bien développée, aussi bien pour le marché local que l'exportation. En Guadeloupe, la production est moyennement intensive, mais non encore constituée en filière locale ;
- un contraste socio-économique fort entre les deux pays : coût de la main-d'œuvre plus bas en Colombie, avec des surfaces agricoles plus étendues ;
- des conditions environnementales différentes.

Lavelle et Loranger (2015) ont formulé l'hypothèse que les systèmes de culture, déterminés par les conditions socio-économiques et physiques, créent des paysages et un environnement physico-chimique et biologique du sol qui affectent la capacité des plantes à lutter contre les agents pathogènes. Ils ont ainsi montré, sur un échantillon de 62 plantations colombiennes, un lien très fort entre l'occurrence des maladies et divers éléments de l'intensification agricole. Ainsi, par exemple, le désherbage chimique du pied des plantes stimule toutes les maladies. Suivant cette constatation et en concertation avec les producteurs, une baisse de 15 % des désherbants chimiques utilisés en 2013 a été signalée. De la même façon, les diagnostics détaillés du sol et de la santé des plantes ont montré la nécessité des apports organiques en complément ou en substitution aux engrais chimiques utilisés habituellement. Un milieu riche en matière organique permet en effet une activité optimale de tous les agents bénéfiques (mycorhizes⁷⁹, vers de terre...), un contrôle des parasites par la biodiversité et une résistance accrue aux maladies par des plantes plus robustes.

Caractérisation des pratiques de gestion des bioagresseurs

Les pratiques associées à la culture de la banane plantain ont été analysées sur un échantillon de 62 fermes représentatives en Colombie et sur les 76 exploitations présentes en Guadeloupe. En Guadeloupe, le parasitisme tellurique (charançons et nématodes) oblige à de fréquentes replantations. Les causes favorisant ou non ce parasitisme ont été recherchées tant au niveau des systèmes de culture (effet du précédent cultural) que des itinéraires techniques (effet des fertilisants et pesticides). Les observations ont montré que l'ensemble des pratiques mises en œuvre pour produire la banane plantain dérive des systèmes de culture dominants, celui de la canne à sucre si l'exploitation est implantée dans le bassin cannier et celui de la banane Cavendish dans le croissant bananier (sud de la Basse-Terre). Une typologie des plantations en cinq catégories a été proposée. En Colombie, le même ensemble de variables sociales, économiques et agronomiques a été évalué dans chacune des 62 fermes (figure 6.25). On distingue un gradient altitudinal qui oppose les petites fermes des zones montagneuses (jusqu'à 1 800 m) aux pratiques relativement peu intensives avec le plus souvent des cultures en association ou intercalées (principalement café), et les fermes beaucoup plus grandes des zones planes des basses altitudes (400 m) avec des pratiques de monoculture plus intensives. La fréquence des maladies est beaucoup plus grande dans ces fermes, ce qui est en relation avec la fréquence des désherbages chimiques, d'autant que les plantations sont plus anciennes. À la différence de la Guadeloupe, les plantations sont pérennes avec un âge moyen de 11 ans, certaines atteignant 80 ans.

79. Une mycorhize est une association symbiotique (c'est-à-dire une association constante, obligatoire et spécifique entre deux organismes ne pouvant vivre l'un sans l'autre, chacun d'eux tirant un bénéfice de cette association) du mycélium d'un champignon et des racines d'un arbre ou d'une plante à fleurs.

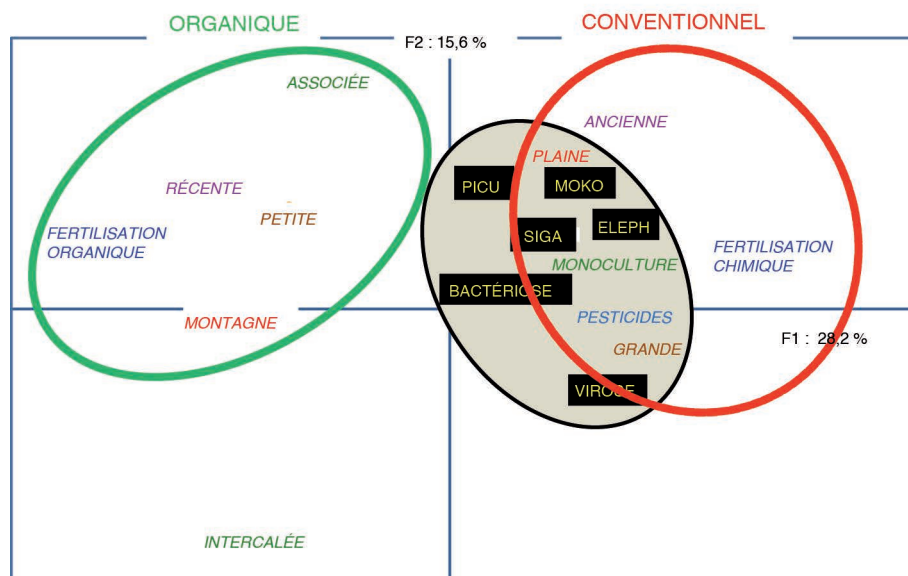


Figure 6.25. Covariation des systèmes de production de bananes plantain avec les maladies, en Colombie (Lavelle et Loranger, 2015).

Les principales variables caractérisant les systèmes de production et l'occurrence des maladies (jaune sur fond noir) sont projetées dans le plan factoriel F1/F2 d'une analyse factorielle des correspondances (AFC). La plus grande proximité avec les maladies (cercle noir) des pratiques intensives (cercle rouge) – comme l'utilisation de pesticides, la fertilisation chimique et la monoculture dans des grandes et anciennes plantations en plaine – montre leur vulnérabilité plus grande en comparaison des systèmes organiques de polyculture (cercle vert) plus fréquents sur le relief. ELEPH : *Elephantiasis* ; MOKO : *Ralstonia* ; PICU : charançons ; SIGA : Sigatoka ; Associée, intercalée : cultures mixtes avec du café.

Lavelle et Loranger (2015) ont proposé un diagnostic agroécologique spécifique aux systèmes de culture à base de banane plantain sur une sélection de plantations représentatives. Ce diagnostic a pour objectif d'identifier et d'analyser les problèmes agronomiques, notamment phytosanitaires, liés à diverses conduites culturelles, en vue de proposer des voies d'amélioration aux producteurs. Ce diagnostic décrit les itinéraires techniques (densité et nature des plantes, fertilisation, méthodes de lutte contre les ravageurs), la production et le bilan économique de la plantation, l'état sanitaire des plantes et les divers éléments de la fertilité du sol : physique, chimique, densité et diversité des peuplements de macro-invertébrés.

En Guadeloupe, ce diagnostic a montré que les parcelles ayant un fort niveau d'intensification (forts apports en nématicides, insecticides, engrais chimiques) associé à un fort rendement ont un sol de faible qualité physique, avec peu d'agrégats structurés, à l'inverse des parcelles ayant les plus faibles niveaux d'intensification qui présentent de nombreux agrégats biogéniques de différentes tailles. Associée à une forte abondance des macro-invertébrés, en particulier des vers de terre, cette caractéristique indique une activité biologique élevée et une bonne régulation du fonctionnement hydrique du sol et de l'impact des ravageurs, particulièrement

des attaques de nématodes. Le précédent culture d'ananas s'est montré en général plus favorable que les jachères pour les conditions générales du sol et la réduction des nématodes.

En Colombie, des effets similaires des systèmes de culture ont été constatés : l'utilisation des engrais organiques dans des systèmes peu intensifiés de culture associée (plantain et café) permet une forte activité de la macrofaune du sol et une macroagrégation du sol importante liée à cette activité. Les plantes sont en général plus saines. Cependant, en l'absence de fertilisation, la faible qualité chimique du sol ne permet pas une activité biologique suffisante et les plantes sont plus vulnérables.

En Guadeloupe, la macrofaune observée dans les sols et les litières ainsi que les extractions des nématodes et des spores de mycorhizes des sols ont montré que les parcelles ayant un fort niveau d'intensification et un fort rendement présentaient une forte densité de larves de coléoptères (charançons et hannetons). Ces larves sont des ravageurs potentiels des bananiers attaquant les bulbes, les pseudotruncs et les racines. Les mycorhizes, très sensibles au travail du sol et à l'utilisation de pesticides, sont peu nombreuses dans les parcelles intensives. Au contraire, les parcelles ayant les plus faibles niveaux d'intensification présentent une forte diversité de la macrofaune et de nombreuses spores de mycorhizes. En Guadeloupe, le parasitisme tellurique est une contrainte majeure pour la culture du bananier plantain et implique, pour maintenir des rendements satisfaisants, l'utilisation de quantités importantes de pesticides. La plantation de matériel végétal contaminé et la pratique de cultures monospécifiques sont en grande partie à l'origine de la prolifération de ces parasites. Les parcelles ayant un fort niveau d'intensification et un fort rendement présentent une densité importante de *Pratylenchus* spp. et de *Radopholus similis*, les deux nématodes qui causent le plus de dégâts chez la banane plantain. Le précédent cultural a un effet significatif sur la nématofaune du sol. Les bananeraies pérennes âgées de trois ans ou plus présentent de nombreux *Helicotylenchus* spp. et *Meloidogyne* spp., nématodes ne provoquant pas de dégâts importants chez la banane plantain.

Expérimentation de stratégies de contrôle innovantes

Lavelle et Loranger (2015) ont appliqué différentes stratégies de contrôle des bioagresseurs, seules ou en combinaison, en conditions réelles de plein champ. Les pratiques expérimentées sont l'utilisation de plants sains, l'application de vermicompost, l'utilisation de plantes de service (graminées) et une méthode de biofertilisation (« fertilisation bio-organique » ou FBO) qui inocule des vers géophages dans des tranchées où le sol a été enrichi avec des apports organiques de décomposition rapide à lente, disposés en strates successives (brevet international WO 98/03447). Les vers de terre sont connus pour contrôler les nématodes et/ou rendre la plante tolérante à leurs agressions (Lavelle *et al.*, 2004). Dans les diverses expérimentations conduites, la fertilisation avec le vermicompost a significativement amélioré la qualité physique et biologique du sol et diminué l'infestation des plants par les nématodes (diminution de 60 % des populations du nématode *Meloidogyne* sp.). Le recours à des plantes de service ayant des propriétés nématoregulatrices, telles que les espèces du genre *Crota-*

laria ou crotalaires et des graminées, exploitées en association avec le bananier, constitue une autre alternative porteuse. Les expériences conduites par Lavelle et Loranger (2015) ont montré qu'un couvert de graminées avec *Paspalum notatum* a eu un effet très important sur les paramètres physiques et biologiques de la qualité du sol à niveau de rendement équivalent à celui obtenu avec l'utilisation des herbicides (figure 6.26).

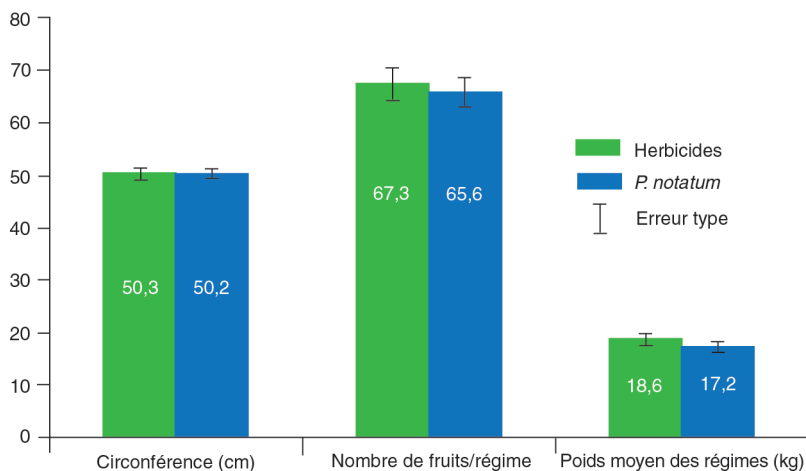


Figure 6.26. Influence de *P. notatum* versus herbicides sur trois sous-composantes du rendement. Il n'y a pas de différences significatives entre les couples à $P = 0,05$ (Deloné, 2014).

En Colombie, la méthode brevetée FBO (figure 6.27) qui combine les apports organiques et l'inoculation de vers de terre dans des tranchées creusées aux abords de la plante a été expérimentée. Une reconstruction du capital naturel du sol a été observée, illustrée par l'amélioration sensible de tous les paramètres de qualité du sol. La production a atteint le niveau des meilleures productions des systèmes intensifs, faisant de cette technique une alternative agroécologique crédible.

Adoption des innovations

L'adoption de ces innovations passe par la production à la ferme des engrais organiques nécessaires, avec l'implantation dans le paysage agricole de cultures de légumineuses herbacées ou arbustives pour fabriquer des engrais verts azotés. L'association avec une forme quelconque d'élevage pour obtenir du fumier et le compostage des résidus de récoltes et autres sources organiques permettra en outre la production de vermicompost et de lixivats dont les propriétés de protection ont été clairement démontrées. Enfin, la création d'outils adaptés, par exemple pour creuser les mini-tranchées associées à la méthode FBO, est apparue nécessaire pour limiter le coût encore élevé de ces pratiques en main-d'œuvre. L'intégration de ces techniques et, d'une manière plus générale, l'option agroécologique, qui exige une qualité d'observation et de décision plus importante, nécessitent une

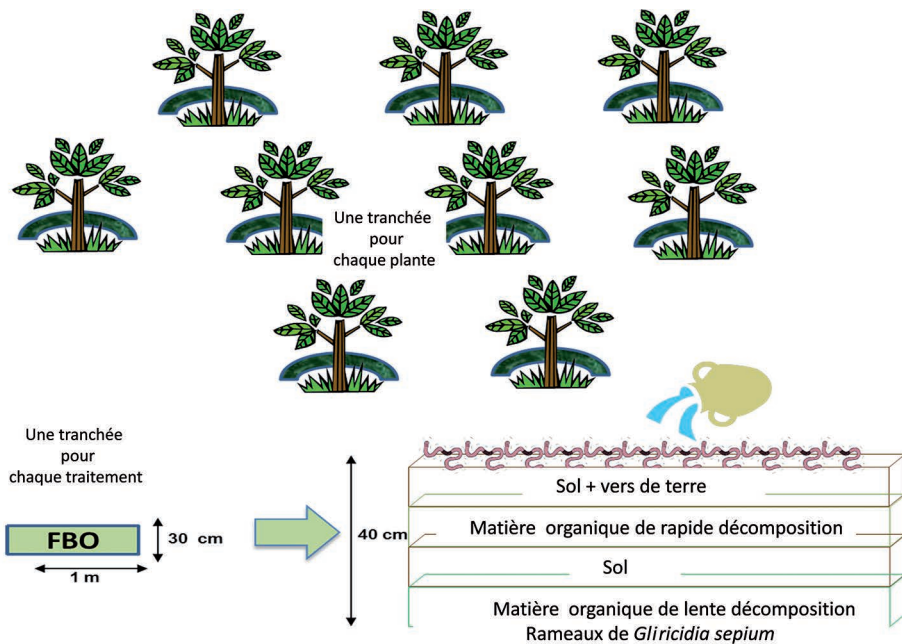


Figure 6.27. Principe de la méthode FBO – fertilisation bio-organique (Lavelle et Loranger, 2015).

formation en amont de l'exploitant. Cela pourrait aussi créer une offre de main-d'œuvre qualifiée susceptible de retenir dans l'activité agricole une population qui s'en désintéresse de plus en plus.

Les résultats des travaux de Lavelle et Loranger (2015) ont montré que, dans les plantations de bananes plantain, les pratiques « peu intensives » favorisent d'une part le recyclage de la matière organique, la mise à disposition des nutriments et le contrôle des organismes nuisibles (insectes, parasites) *via* une forte diversité de la macrofaune et des microorganismes et d'autre part la régulation du cycle de l'eau (infiltrabilité, stockage, porosité) *via* une forte diversité de la macrofaune et une abondance d'agrégats biogéniques. L'expérimentation au champ a permis de tester les performances de pratiques nouvelles de gestion des bioagresseurs (mycorhization, lixiviats de pseudotroncs, plantes de service, vermicompost) et leur association dans la méthode de FBO. Elle a également permis d'évaluer de manière plus globale l'impact de l'adoption de ces systèmes innovants. Ces diverses méthodes permettent une restauration de la qualité des sols, essentielle à la santé des plantes. L'option agroécologique de lutte contre les bioagresseurs passe donc par l'utilisation, non exclusive, d'engrais organiques, le recours à des plantes de service pour la couverture et la stimulation directe ou indirecte de l'activité biologique, principalement des vers de terre et des mycorhizes. L'utilisation des herbicides est apparue clairement néfaste, tandis que celle des insecticides devra être strictement limitée aux cas d'infestation aiguë quand la prévention n'aura pu être efficace.

Conclusion

Les exemples présentés dans cette partie illustrent une grande diversité d'approches de conception de nouvelles pratiques et de stratégies pour la gestion des bioagresseurs. Des diagnostics agronomiques ont été utilisés pour faire le point sur la situation actuelle et/ou pour identifier des pistes permettant de proposer de nouvelles pratiques, Capowiez *et al.* (2013) ont ainsi étudié l'efficacité des filets Alt'Carpo et les conséquences de leurs usages actuels sur la réduction de l'utilisation des pesticides. Valantin-Morison *et al.* (2007) ont utilisé l'expérimentation pour établir et quantifier les liens entre pratiques et biomasse des plantes adventices. Enfin, la modélisation a maintes fois été utilisée, mobilisant les résultats des diagnostics et des expérimentations pour permettre des simulations dans différents contextes et sur le long terme. Ainsi, Tixier *et al.* (2010) ont simulé, grâce à des résultats d'expérimentations, les performances de différents systèmes de culture innovants utilisant notamment des plantes de couverture. Ces approches peuvent être combinées : c'est le cas des propositions de Lavelle et Loranger (2015) qui, en partant d'un diagnostic, ont fait le point sur les différents modes de conduite des bananiers plantain et leurs conséquences sur le contrôle des bioagresseurs et la production, puis ont utilisé l'expérimentation pour tester l'effet de pratiques innovantes, non encore mobilisées sur le terrain.

La mise au point de modèles soulève la question de leur utilisation dans des contextes différents de ceux pour lesquels ils ont été paramétrés. Elle pose aussi la question des jeux de données nécessaires à leur validation, s'agissant la plupart du temps de modèles complexes, qui intègrent plusieurs processus et qui considèrent des échelles de temps long. Un exemple de démarche de paramétrage et validation de modèles a été proposé par Aubertot et Robin (2014), utilisant des bases de données nationales dans le cas du modèle IPSIM-*Wheat*. L'intégration dans ces modèles de la notion de résilience des systèmes en conditions de changement est également problématique, les expérimentations menées étant souvent de courte durée. Ce recours assez systématique à la modélisation enjoint à s'interroger sur les futurs utilisateurs de ces modèles et leur aptitude à les utiliser dans des approches de conception de systèmes de culture innovants. En effet, il existe peu de travaux permettant de concevoir, avec les professionnels, des modèles adaptés à leur activité. Devant l'intérêt que présentent ces outils, la question d'une modélisation opérationnelle pour et avec les acteurs reste d'actualité (Prost, 2008).

Dans tous les cas, la conception de systèmes de culture économes en pesticides nécessite une bonne connaissance des bioagresseurs et des mécanismes qui permettent leur régulation. La plupart des travaux présentés dans cette partie incluent dans leur démarche une phase d'étude plus ou moins approfondie de ces bioagresseurs, afin de réfléchir ensuite sur les méthodes de gestion : c'est le cas de l'étude des dynamiques des populations de campagnols terrestres effectuée par Cosson *et al.* (2005), pour proposer des actions pour limiter les pullulations, ou encore des travaux de Chauvel *et al.* (2004), qui ont mobilisé les connaissances sur la biologie des espèces adventices (dormance, profondeur de germination) afin de donner des éléments pour leur gestion.

Si certaines recherches concernent les couples hôte-pathogène – Robert *et al.* (2015) dans le cas du couple blé-septoriose ou Faure *et al.* (2013) pour le contrôle de *Pectobacterium* sur la pomme de terre –, de réels efforts d'intégration des effets de cortège des bioagresseurs sur une culture donnée sont actuellement réalisés. Les travaux de Valantin-Morison *et al.* (2007) se sont ainsi intéressés aux effets de deux types de bioagresseurs majeurs du colza (le phoma et les plantes adventices) et les travaux d'Aubertot et Robin (2014) ont pris en compte les principaux bioagresseurs du blé. Les évolutions de la recherche concernent également les effets d'un bioagresseur donné sur l'ensemble d'un système : le modèle Florsys, développé à la suite des travaux de Chauvel *et al.* (2004), prend ainsi en compte, à l'échelle du système de culture, les effets de la flore adventice. La réflexion sur les « types fonctionnels », proposée pour les plantes adventices et par Aubertot et Robin (2014), peut constituer une voie intéressante pour réduire la complexité de ces démarches.

Les exemples présentés ont par ailleurs mis en avant la nécessité d'une évaluation multicritère des innovations permettant d'objectiver les allégations telles que le meilleur contrôle des bioagresseurs, la réduction d'utilisation des pesticides, la faisabilité technique, l'absence de perte de rendement ou de qualité de la production ou encore l'impact sur le temps de travail de l'agriculteur. Enfin, les effets non intentionnels des nouvelles stratégies sur d'autres préoccupations environnementales devraient être plus étudiés : impacts sur les consommations énergétiques, sur le contrôle des bioagresseurs non ciblés, sur la faune auxiliaire... La mise au point d'outils d'évaluation multicritère est donc un enjeu fort. Valantin-Morison *et al.* (2007) et Tixier *et al.* (2010) ont ainsi proposé une estimation des impacts économiques et agromonomiques sur les systèmes de culture. Capowiez *et al.* (2013) développent aussi un outil d'évaluation multicritère spécifique au contexte de la production de pommes, s'appuyant sur l'outil DEXi-PM déjà disponible pour les grandes cultures.

Ces travaux renvoient de façon prégnante à la question centrale de la description des systèmes de culture mis en œuvre dans une exploitation pour en évaluer les performances de manière pertinente et faciliter la transmission des innovations à d'autres agriculteurs. De tels travaux restent confidentiels aujourd'hui (Dumas *et al.*, 2012 ; Petit *et al.*, 2012 ; Reau *et al.*, 2011) et mériteraient d'être renforcés, notamment en appui au réseau d'acquisition de références développé dans le cadre du plan Écophyto (réseau Dephy).

Les recherches à l'échelle du paysage sont également peu explorées, alors qu'elles sont intéressantes pour la gestion des bioagresseurs ayant une forte dispersion. Le programme a néanmoins permis d'en conduire quelques-unes (Cosson *et al.*, 2005 ; Lavelle et Loranger, 2015 ; Tixier *et al.*, 2010).

Pour espérer une réduction importante de l'utilisation des produits phytosanitaires, les stratégies relevant de la reconception des systèmes (de type « R ») semblent les plus efficaces et durables, car elles mobilisent une diversité de pratiques. Cependant, l'étude Écophyto R&D (Butault *et al.*, 2010) a montré une préférence des acteurs pour les changements de type « S » – de substitution aux produits phytosanitaires –, car plus faciles à mettre en œuvre et demandant moins de changements dans les systèmes de culture. Dans le cadre des recherches menées par Chauvel *et al.* (2004) par exemple, un transfert vers les agriculteurs a été réalisé. Comme

ceux-ci se trouvaient, face à une impasse technique pour la gestion des plantes adventices en raison de leur résistance aux herbicides, ils se sont montrés très réceptifs aux propositions de pratiques alternatives de gestion. Cependant, ces méthodes de lutte alternative ont été abandonnées dès l'apparition d'un nouvel herbicide n'entraînant pas encore de résistance. La gestion de l'appropriation de ces nouvelles pratiques sur le terrain est donc indispensable.

Conceptuellement, si la grille E-S-R permet de « classer » les différents types d'innovation contribuant à la conception de systèmes économes en pesticides, elle est aussi utilisée pour caractériser des niveaux de transition vers une agriculture écologique (Lamine et Bellon, 2009 ; Ricci *et al.*, 2011). Le « niveau E », qui consiste à augmenter l'efficacité des produits phytosanitaires, semble facilement accessible pour l'agriculteur et est d'ailleurs déjà mis en œuvre dans les systèmes dits « raisonnés ». Le « niveau S », qui consiste à remplacer un produit phytosanitaire par une technique alternative, peut constituer le point de départ d'une dynamique de changement vers la production intégrée et amener progressivement d'autres modifications. Des analyses sociologiques de l'adoption de l'innovation chez les agriculteurs ont montré que le passage de différentes étapes est nécessaire pour aboutir à la reconception des systèmes, même si le cheminement de l'agriculteur n'aboutit pas forcément jusqu'au « niveau R » (Chantre, 2011 ; Ricci *et al.*, 2011).

Les recherches sur les freins et leviers à l'adoption de nouveaux systèmes de culture, tant pour l'agriculteur que pour l'ensemble du système socio-technique, font l'objet de la quatrième partie de cet ouvrage, qui aborde également les nouvelles politiques publiques permettant de favoriser le changement.

Apports pour la gestion : regard d'Hélène Gross, Acta, et Pascal Simonin, Cetiom, membres du comité d'orientation du programme Pesticides

Principaux résultats

Pour répondre à l'enjeu de réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides, les agriculteurs ont besoin de méthodes et techniques alternatives aux pratiques conventionnelles. Les projets présentés dans cette partie explorent différentes voies, seules ou en articulation :

- variétales (Robert *et al.*, 2015) ;
- physiques (Capowiez *et al.*, 2013) ;
- biologiques (Ait Barka *et al.*, 2014) ;
- biotechniques (Faure *et al.*, 2013) ;
- culturales (Aubertot et Robin, 2014 ; Chauvel *et al.*, 2004 ; Lavelle et Loranger, 2015 ; Lescourret *et al.*, 2008 ; Tixier *et al.*, 2010 ; Valantin-Morison *et al.*, 2007) ;
- supraparcellaires (Cosson *et al.*, 2005 ; Tixier *et al.*, 2010).

Ces projets permettent d'apporter des informations relatives à l'efficacité des pratiques étudiées sur le bioagresseur cible, mais également sur les autres impacts éventuels. Ces données sont importantes pour évaluer le risque pris (y compris le risque économique et l'assurance de rendements minimaux). La plupart des projets proposent des modèles plus ou moins complexes d'évaluation de l'efficacité en fonction du contexte et du système de production (Aubertot et Robin, 2014 ; Chauvel *et al.*, 2004 ; Lescourret *et al.*, 2008 ; Valantin-Morison *et al.*, 2007).

Utilisation de ces résultats

Certains projets présentent des solutions déjà mises en œuvre ou pouvant être mises en œuvre « en l'état » par les agriculteurs. C'est le cas des filets Alt'Carpo (Capowiez *et al.*, 2013) ou des combinaisons de pratiques. Ceci ouvre des pistes opérationnelles qui s'articulent avec les recherches des instituts techniques. Le Cetiom teste ainsi dans ses stations et auprès d'agriculteurs des modalités de travail du sol ou de conduite de désherbage du tournesol associant binage et traitement herbicide localisé sur le rang (Lieven *et al.*, 2013a et b).

D'autres projets se situent davantage en amont. Ils étudient des modèles, des techniques et/ou des processus qui pourront ensuite être repris par les acteurs de la chaîne de recherche et développement pour être traduits en innovations. Cette « traduction » consiste en :

- des travaux complémentaires sur la mise en œuvre des techniques et combinaisons de pratiques évoquées ;
 - la valorisation commerciale des biotechnologies ;
 - la simplification et mise à disposition des modèles conçus afin de produire des outils (par exemple R-sim (www.r-sim.fr), développé par le Cetiom, Arvalis et l'Acta).
- Passer d'une agriculture conventionnelle, fortement construite autour de la lutte chimique, à des systèmes moins dépendants des intrants et plus respectueux de l'environnement n'est pas évident ni dépourvu de risques. Pour être adoptées, les techniques et méthodes proposées doivent répondre à quatre enjeux majeurs :
- l'opérationnalité : les techniques proposées doivent être faciles à mettre en œuvre ;
 - l'adéquation avec l'organisation du système : les innovations ne doivent pas bouleverser le système notamment en termes de temps et d'organisation du travail ;
 - la garantie du niveau de production : les innovations ne doivent pas générer de pertes économiques (pertes de quantité et/ou de qualité des productions) ;
 - l'assurance de réussite : les innovations doivent avoir fait l'objet d'études économiques pour garantir que le risque pris par l'agriculteur sera minimal.

Besoins complémentaires

Des besoins de recherche peuvent être mis en évidence, en particulier sur les sujets suivants :

- l'articulation entre les différents leviers : les techniques et méthodes proposées s'inscrivent dans le cadre E-S-R, « efficience-substitution-reconception » (Hill et MacRae,

1995). Certains projets étudient plusieurs leviers, mais au sein d'un même type (E, S ou R). Or, sur le terrain, il apparaît que les agriculteurs utilisent davantage des combinaisons de techniques, notamment efficacité (E) et substitution (S) ;

– les conséquences d'une pratique sur l'ensemble du système : les projets sont en général centrés sur une pratique ou un ensemble de pratiques liés directement à l'enjeu phytosanitaire. Ils n'analysent pas les conséquences sur l'ensemble du système. Par exemple, décaler les dates d'application des fongicides ou les dates de semis nécessitent de repenser et d'adapter le calendrier d'interventions, ce qui peut avoir des conséquences non négligeables sur l'organisation du travail, la disponibilité du matériel... ;

– le transfert vers d'autres systèmes et d'autres bioagresseurs : les projets portent en général sur une interaction culture-bioagresseur. Les possibilités de transposition des connaissances à d'autres cultures et bioagresseurs, ainsi que leur intégration dans les systèmes de polyculture doivent être explorées. Certains projets présentés contribuent déjà à cette réflexion : Capowiez *et al.* (2013), Lavelle et Loranger (2015), Tixier *et al.* (2010), Valantin-Morison *et al.* (2007) ont étudié l'impact sur plusieurs bioagresseurs, Aubertot et Robin (2014) ont développé une approche par traits de vie.

Pour proposer des solutions opérationnelles, il est important de disposer à la fois de connaissances fondamentales (tant au niveau des processus que de l'identification de nouvelles molécules ou des nouveaux modes d'action) et d'une traduction opérationnelle (chiffrage des résultats, mise en œuvre, inscription dans un système d'exploitation...). Ces étapes peuvent être simultanées *via* des projets regroupant scientifiques et agents de développement, en opérationnalisant des connaissances fondamentales produites par les scientifiques ou inversement en proposant aux scientifiques d'étudier des innovations techniques ou des retours d'expériences menées sur le terrain.

Bibliographie

- Agreste, 2012. Les productions végétales. Agreste France – Memento 2012. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/memo12vegetal.pdf> (consulté le 30 juillet 2014)
- Ait Barka E., Clément C., Ouhdouch Y., Nuzillard J.-M., Renault J.-H., Panon M.-L., 2014. *Réduction de l'utilisation des pesticides par l'emploi de bactéries actinomycétales comme nouvelle source de biofongicides pour contrôler les maladies fongiques de la vigne Vitis vinifera (ACTINOVIGNE)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 51 p.
- Altieri M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agri. Ecosys. Environ.*, 74 (1-3), 19-31.
- Anses, 2010. *Exposition de la population générale aux résidus de pesticides en France : Synthèse et recommandations du Comité d'orientation et de prospective scientifique de l'Observatoire des résidus de pesticides (ORP)*, Anses, 355 p.
- Arnoux M., 1979. Maladie de conservation de la pêche. *Les maladies des plantes*. 3^e Journées françaises d'études et d'informations, Acta, Paris, 123-126.
- Arvalis, 2012. Les attaques d'oïdium très dépendantes du climat. <http://www.arvalis-infos.fr/view-9693-arvarticle.html?region=> (consulté le 8 avril 2014)
- Attoumani-Ronceux A., Aubertot J.-N., Guichard L., Jouy L., Mischler P., Omon B., Petit M.-S., Pleyber E., Reau R., Seiler A., 2011. *Guide pratique pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytosanitaires (STEPHY)*. *Écophyto* 2018, 116 p. <http://agriculture.gouv.fr/guide-ecophyto-grandes-cultures>
- Aubertot J.-N., Pinochet X., Doré T., 2004a. The effects of sowing date and nitrogen availability during vegetative stages on *Leptosphaeria maculans* development on winter oilseed rape. *Crop Prot.*, 23 (7), 635-645.
- Aubertot J.-N., Pinochet X., Reau R., Doré T., 2004b. SimCanker: a simulation model for containing phoma stem canker of oilseed rape through cultural practices. Proceedings of the 4th International Crop Science Congress, Brisbane (Australia).
- Aubertot J.-N., Schott J.J., Penaud A., Brun H., Doré T., 2004c. Methods for sampling and assessment in relation to the spatial pattern of phoma stem canker (*Leptosphaeria maculans*) in oilseed rape. *Eur. J. Plant Pathol.*, 110 (2), 183-192.
- Aubertot J.-N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. Rapport de l'expertise collective réalisée par l'Inra et le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche et du ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- Aubertot J.-N., Robin M.-H., 2013. Injury profile simulator, a qualitative aggregative modelling framework to predict crop injury profile as a function of cropping practices, and the abiotic and biotic environment. I. Conceptual bases. *PLoS One*, 8 (9), e73202.
- Aubertot J.-N., Robin M.-H., 2014. *Approche systémique pour gérer les bioagresseurs du blé (ASPIB)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 60 p.
- Baccar R., Fournier C., Dornbusch T., Andrieu B., Gouache D., Robert C., 2011. Modelling the effect of wheat canopy architecture as affected by sowing density on *Septoria tritici* epidemics using a coupled epidemic-virtual plant model. *Ann. Bot.*, 108 (6), 1179-1194.
- Bakry F., Carreel F., Caruana M.L., Côte F., Jenny C., Tézenas Du Montcel H., 2001. Banana. In : *Tropical Plant Breeding* (A. Charrier, M. Jacquot, S. Hamon, D. Nicolas, eds.), Cirad, Montpellier, 1-29.

- Barnard A.M.L., Salmond G.P.C., 2007. Quorum sensing in *Erwinia* species. *Anal. Bioanal. Chem.*, 387 (2), 415-423.
- Barralis G., Chadoeuf R., Lonchamp J.P., 1988. Longevity of annual weed seeds in a cultivated soil. *Weed Res.*, 28 (6), 407-418.
- Belalcázar S., Rosales F.E., Pocasangre L.E., 2003. El "Moko" del plátano y banano y el rol de las plantas hospederas en su epidemiología. In : *Manejo convencional y alternativo de la Sigatoka negra, nematodos y otras plagas asociadas al cultivo de Musáceas en los trópicos* (G. Rivas, F. Rosales, eds.). Bioversity International, 159-179.
- Blazy J.-M., Dorel M., Salmon F., Ozier-Lafontaine H., Wery J., Tixier P., 2009. Model-based assessment of technological innovation in banana cropping systems contextualized by farm types in Guadeloupe. *Eur. J. Agron.*, 31 (1), 10-19.
- Blazy J.-M., Tixier P., Thomas A., Ozier-Lafontaine H., Salmon F., Wery J., 2010. BANAD: A farm model for *ex ante* assessment of agro-ecological innovations and its application to banana farms in Guadeloupe. *Agric. Sys.*, 103 (4), 221-232.
- Blomme G., De Beule H., Swennen R.L., Tenkouano A., De Waele D., 2004. Effect of nematodes on root and shoot growth of in vitro-propagated and sword sucker-derived plants of six *Musa* spp. genotypes. *Nematology*, 6, 593-604.
- Bohanec M., Dzeroski S., Znidarsic M., Messéan A., Scatasta S., Wesseler J., 2004. Multi-attribute modelling of economic and ecological impacts of cropping systems. *Informatica (Slovenia)*, 28 (4), 387-392.
- Bouchard C., Valantin-Morison M., Grandeau G., 2011. Itinéraires techniques intégrés du colza d'hiver : comment concilier environnement et économie. *Courrier de l'Environnement de l'Inra*, 61, 5-20.
- Brunin B., Lacoste L., 1970. Recherches sur la maladie du colza due à *Leptosphaeria maculans* (Desm.) Ces. et de Not. II. Pouvoir pathogène des ascospores. *Ann. Phytopathol.*, 3, 477-488.
- Butault J.-P., Dedryver C., Gary C., Guichard L., Jacquet F., Meynard J., Nicot P., Pitrat M., Reau R., Sauphanor B., Savini I., Volay T., 2010. Écophyto R&D. *Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ?* Inra, Paris, Synthèse du rapport d'étude, 90 p.
- Cao L.X., Qiu Z.Q., You J.L., Tan H.M., Zhou S.N., 2005. Isolation and characterization of endophytic streptomycete antagonists of *fusarium* wilt pathogen from surface-sterilized banana roots. *Fems Microbiol. Lett.*, 247 (2), 147-152.
- Capowicz Y., Alaphilippe A., Sévéric G., Sagnes J.-L., Gros C., Parisi L., Simon S., Saudreau M., Franck P., Lavigne C., Plénet D., Siegwart M., Angevin F., Mazzia C., Rault M., 2013. *Impacts agronomiques et environnementaux d'une méthode de lutte permettant de réduire fortement l'usage des pesticides : les filets Alt'Carpo en arboriculture (ALT'CARPO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 44 p.
- CGDD, 2010. *L'Environnement en France, Edition 2010*. Commissariat général au développement durable, 150 p.
- Chabrier C., Mauléon H., Quénéhervé P., 2002. Combination of *Steinernema carpocapsae* (Weiser) and pheromone lure: a promising strategy for biological control of the banana black weevil *Cosmopolites sordidus* (Germar) on bananas in Martinique (abstract, 4th International Congress of Nematology, 8-13 juin 2002, Tenerife, Espagne). *Nematology*, 4 (2), 190-191.
- Chabrier C., Quénéhervé P., 2003. Control of the burrowing nematode (*Radopholus similis* Cobb) on banana: impact of the banana field destruction method on the efficiency of the following fallow. *Crop Prot.*, 22 (1), 121-127.

- Chabrier C., Mauléon H., Bertrand P., Lassoudière A., Quénéhervé P., 2005. Banana crops in the French West Indies: nematocides, insecticides and alternative methods used in banana plantations. *Phytoma*, 584, 12-16.
- Chabrier C., Carles C., Desrosiers C., Quénéhervé P., Cabidoche Y.-M., 2009. Nematode dispersion by runoff water: Case study of *Radopholus similis* (Cobb) Thorne on nitisol under humid tropical conditions. *Appl. Soil Ecol.*, 41 (2), 148-156.
- Chantre E., 2011. *Apprentissages des agriculteurs vers la réduction d'intrants en grandes cultures : cas de la Champagne berrichonne dans les années 1985-2010*. Thèse de doctorat, spécialité Agronomie, AgroParisTech, Paris, 397 p.
- Chauvel B., Guillemin J.P., Colbach N., Gasquez J., 2001. Evaluation of cropping systems for management of herbicide-resistant populations of blackgrass (*Alopecurus myosuroides* Huds.). *Crop Prot.*, 20 (2), 127-137.
- Chauvel B., Colbach N., Munier-Jolain N., Lonchamp J.-P., 2004. *Gestion des populations de mauvaises herbes et évaluation de systèmes de cultures intégrés pour une réduction de la pollution par les traitements herbicides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 20 p.
- Chauvel B., Guillemin J.P., Colbach N., 2009. Evolution of a herbicide-resistant population of *Alopecurus myosuroides* Huds. in a long-term cropping system experiment. *Crop Prot.*, 28 (4), 343-349.
- Chauvel B., Guillemin J.-P., Gasquez J., Gauvrit C., 2012. History of chemical weeding from 1944 to 2011 in France: changes and evolution of herbicide molecules. *Crop Prot.*, 42, 320-326.
- Cirou A., Diallo S., Kurt C., Latour X., Faure D., 2007. Growth promotion of quorum-quenching bacteria in the rhizosphere of *Solanum tuberosum*. *Environ. Microbiol.*, 9 (6), 1511-1522.
- Cirou A., Mondy S., An S., Charrier A., Sarrazin A., Thoison O., Dubow M., Faure D., 2012. Efficient biostimulation of native and introduced quorum-quenching *Rhodococcus erythropolis* populations is revealed by a combination of analytical chemistry, microbiology, and pyrosequencing. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78 (2), 481-492.
- Colbach N., Dürr C., Roger-Estrade J., Chauvel B., Caneill J., 2006a. ALOMYSYS: Modelling black-grass (*Alopecurus myosuroides* Huds.) germination and emergence, in interaction with seed characteristics, tillage and soil climate. I. Construction. *Eur. J. Agron.*, 24 (2), 95-112.
- Colbach N., Busset H., Yamada O., Dürr C., Caneill J., 2006b. ALOMYSYS: Modelling black-grass (*Alopecurus myosuroides* Huds.) germination and emergence, in interaction with seed characteristics, tillage and soil climate. II. Evaluation. *Eur. J. Agron.*, 24 (2), 113-128.
- Colbach N., Chauvel B., Gauvrit C., Munier-Jolain N.M., 2007. Construction and evaluation of ALOMYSYS modelling the effects of cropping systems on the blackgrass life-cycle: From seedling to seed production. *Ecol. Modell.*, 201 (3-4), 283-300.
- Colbach N., Kurstjens D.a.G., Munier-Jolain N.M., Dalbies A., Doré T., 2010a. Assessing non-chemical weeding strategies through mechanistic modelling of blackgrass (*Alopecurus myosuroides* Huds.) dynamics. *Eur. J. Agron.*, 32 (3), 205-218.
- Colbach N., Schneider A., Ballot R., Vivier C., 2010b. Diversifying cereal-based rotations to improve weed control. Evaluation with the ALOMYSYS model quantifying the effect of cropping systems on a grass weed. *Oléagineux, Corps gras, Lipides*, 17 (5), 292-300.
- Colbach N., Collard A., Guyot S.H.M., Meziere D., Munier-Jolain N., 2014. Assessing innovative sowing patterns for integrated weed management with a 3D crop:weed competition model. *Eur. J. Agron.*, 53, 74-89.

- Cosson J.-F., Berthier K., Foltête J.-C., Giraudoux P., 2005. *Évaluation et gestion du risque spatio-temporel de pullulation du campagnol terrestre*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999).
- Damour G., Ozier-Lafontaine H., Dorel M., 2012. Simulation of the growth of banana (*Musa* spp.) cultivated on cover-crop with simplified indicators of soil water and nitrogen availability and integrated plant traits. *Field Crops Res.*, 130, 99-108.
- Dejoux J.F., 1999. *Évaluation d'itinéraires techniques du colza d'hiver en semis très précoces. Analyse agronomique, conséquences environnementales et économiques*. Thèse de doctorat, Institut national agronomique Paris-Grignon, 244 p. + annexes.
- Dejoux J.F., Meynard J.M., Reau R., Roche R., Saulas P., 2003. Evaluation of environmentally-friendly crop management systems based on very early sowing dates for winter oilseed rape in France. *Agronomie*, 23 (8), 725-736.
- Delabays N., Munier-Jolain N., 2004. Inhibition de la croissance des mauvaises herbes après incorporation au sol de résidus végétaux : allélopathie ou modification du cycle de l'azote ? 19^e Conférence du Columa. Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, 8-10 décembre 2004, Dijon, France, AFPP, Paris.
- Deloné B., 2014. *Alternatives agroécologiques à l'usage des intrants chimiques dans les bananeraies plantains. Le cas de deux régions de la Caraïbe : Guadeloupe et Haïti*. Thèse de doctorat, École doctorale pluridisciplinaire de l'Université des Antilles et de la Guyane, soutenue le 1^{er} octobre 2014, Inra Antilles-Guyane, 106 p.
- Délye C., Menchari Y., Michel S., Cadet É., Le Corre V., 2013. A new insight into arable weed adaptive evolution: mutations endowing herbicide resistance also affect germination dynamics and seedling emergence. *Ann. Bot.*, 111 (4), 681-691.
- Djigal D., Chabrier C., Duyck P.-F., Achard R., Quénéhervé P., Tixier P., 2012. Cover crops alter the soil nematode food web in banana agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, 48, 142-150.
- Dong Y.H., Zhang L.H., 2005. Quorum sensing and quorum-quenching enzymes. *J. Microbiol.*, 43, 101-109.
- Dorel M., Lakhia S., Petetin C., Bouamer S., Risède J.-M., 2010. No-till banana planting on crop residue mulch: effect on soil quality and crop functioning. *Fruits*, 65 (2), 55-68.
- Dumas M., Moraine M., Reau R., Petit M.-S., 2012. *Ferme 2010 – Produire des ressources pour l'action à partir de l'analyse de systèmes de culture économes en produits phytosanitaires mis au point par les agriculteurs dans leurs exploitations*. Rapport Onema Écophyto 2018, Tome I – Méthode & Résultats, 154 p., Tome II – Synthèse de 36 systèmes de culture économes & performants, 240 p.
- Duru M., Tallowin J., Cruz P., 2005. Functional diversity in low-input grassland farming systems: characterisation, effect and management. *Agron. Res.*, 3 (2), 125-138.
- Duyck P.-F., Pavoine S., Tixier P., Chabrier C., Quénéhervé P., 2009. Host range as an axis of niche partitioning in the plant-feeding nematode community of banana agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, 41 (6), 1139-1145.
- Duyck P.-F., Lavigne A., Vinatier F., Achard R., Okolle J.N., Tixier P., 2011. Addition of a new resource in agroecosystems: do cover crops alter the trophic positions of generalist predators? *Basic Appl. Ecol.*, 12 (1), 47-55.
- Erez A., Wysoki M., Yablowitz Z., Korchinski R., 1993. High density plantings for protected cultivation of fruit crops; net to protect against insects. *Acta Horticult.*, 349, 89-93.
- FAO, 2003. *International code of conduct on the distribution and use of pesticides*. FAO, Rome, 41 p. <http://www.fao.org/docrep/018/a0220e/a0220e00.pdf>

- Faure D., Cirou A., Dessaux Y., 2007. *Chemicals promoting the growth of N-acylhomoserine lactone-degrading bacteria*. Brevet n° USA 60/885,727 – January, 19th, 2007, CNRS.
- Faure D., Beury-Cirou A., Deveaux V., 2013. *Évaluation d'une écotechnologie de protection des cultures de plants de pomme de terre (ECOPRO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 28 p.
- Franck P., Olivares J., Defrance H., Simon S., Lavigne C., 2010. Dispersal estimates of codling moth fertilized females in a French farm based on kinship assessments. *IOBC/WPRS Bull.*, 54, 19-23.
- Franck P., Ricci B., Klein E.K., Olivares J., Simon S., Cornuet J.M., Lavigne C., 2011. Genetic inferences about the population dynamics of codling moth females at a local scale. *Genetica*, 139 (7), 949-960.
- Garbe V., 1998. Control of canker (*Phoma lingam*) in winter oilseed rape and possibilities of integrated pest management. *Bull. OILB/SROP*, 21, 105-110.
- Gardarin A., Dürr C., Colbach N., 2007. Analysis of the relationships between emergence processes and life history traits of weed species of North-Western Europe. 14th EWRS Symposium, 17-21 June 2007, Hamar, Norway, European Weed Research Society, p. 127.
- Gardarin A., Dürr C., Colbach N., 2012. Modeling the dynamics and emergence of a multispecies weed seed bank with species traits. *Ecol. Modell.*, 240, 123-138.
- Garin G., Fournier C., Andrieu B., Houles V., Robert C., Pradal C., 2014. A modelling framework to simulate foliar fungal epidemics using functional-structural plant models. *Ann. Bot.*, 114 (4), 795-812.
- Garnier E., Navas M.-L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 32 (2), 365-399.
- Gasquez J., 1996. État de la résistance aux herbicides en France. Actes du X^e Colloque international sur la biologie des mauvaises herbes, Dijon, France, 11-13 septembre 1996, ANPP, Paris, 173-180.
- Gowen S., Quénéhervé P., 1990. Nematode parasites of bananas, plantains and abaca. In : *Plant Parasitic Nematodes in Subtropical and Tropical Agriculture* (M. Luc, R.A. Sikora, J. Bridge, eds.), CABI, Wallingford, 431-460.
- Gowen S.R., Quénéhervé P., Fogain R., 2005. Nematode parasites of bananas and plantains. In : *Plant Parasitic Nematodes in Subtropical and Tropical Agriculture* (M. Luc, R.A. Sikora, J. Bridge, eds.). CABI, Wallingford, 611-643.
- Guichard L., Ballot R., Glachant C., Aubert C., 2013. PERSYST, un outil d'estimation des PERformances agronomiques de SYSTèmes de culture – Adaptation à l'agriculture biologique en Île-de-France. *Innov. Agron.*, 32, 123-138.
- Guzman-Piedrahita O.A., Castaño-Zapata J., 2002. Identification of plant parasitic nematodes of plantain 'Dominico Harton' (*Musa* AAB Simmonds), 'Africa', 'FHIA-20' and 'FHIA-21' in Colombia. *Infomusa*, 11 (2), 33-36.
- Gyldenkaerne S., Secher B.J.M., Nordbo E., 1999. Ground deposit of pesticides in relation to the cereal canopy density. *Pest. Sci.*, 55 (12), 1210-1216.
- Heap I., 2013. International survey of herbicide resistant weeds. <http://www.weedscience.org> (consulté le 29 juillet 2014)
- Henriet F., Deloy S., Pigeon O., Moreau J.M., 2005. Fate of epoxiconazole and kresoxim-methyl in wheat according to time of application. *Comm. Agri. Appl. Biol. Sci.*, 70 (4), 1013-1022.

- Henriet C., Bodarwe L., Dorel M., Draye X., Delvaux B., 2008. Leaf silicon content in banana (*Musa* spp.) reveals the weathering stage of volcanic ash soils in Guadeloupe. *Plant Soil*, 313 (1-2), 71-82.
- Hill S.B., MacRae R.J., 1995. Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture. *J. Sustain. Agri.*, 7 (1), 81-87.
- Kablan L., Vermeire M., Risède J., Dorel M., Delvaux B., Legrève A., 2010. Effects of silicon amendment on diseases caused by *Mycosphaerella fijiensis* and *Cylindrocladium spathiphylli* in banana. *Phytopathology*, 100 (6), S58-S58.
- Keller L., Surette M.G., 2006. Communication in bacteria: an ecological and evolutionary perspective. *Nat. Rev. Microbiol.*, 4 (4), 249-258.
- Kim S.G., Kim K.W., Park E.W., Choi D., 2002. Silicon-induced cell wall fortification of rice leaves: a possible cellular mechanism of enhanced host resistance to blast. *Phytopathology*, 92 (10), 1095-1103.
- Lamine C., Bellon S., 2009. Conversion to organic farming: a multidimensional research object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 29 (1), 97-112.
- Lavelle P., Bignell D., Austen M., Giller P., Brown G., Behan-Pelletier V., Garey V., 2004. Vulnerability of ecosystem services at different scales: role of biodiversity and implications for management. In : *Sustaining Biodiversity and Functioning in Soils and Sediments* (D.H. Wall, ed.), Island Press, Washington DC, 213-224.
- Lavelle P., Loranger G., 2015. *Alternatives biologiques à l'usage des pesticides dans les plantations de banane plantain (ALTERBIO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 59 p.
- Lavorel S., Garnier E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.*, 16 (5), 545-556.
- Lawson D.S., Reissig W.H., Nyrop J.P., Brown S.K., 1994. Management of arthropods on columnar apple-trees using exclusionary cages. *Crop Prot.*, 13 (5), 346-356.
- Lecomte V., 2012. Colza : Méligèthes : intervention nécessaire dans certaines parcelles. *OLEOmail, Lettre d'Informations Régionales – Zone Sud (Cetiom)*, (26 mars 2012), 2 p.
- Lehr N.A., Schrey S.D., Hampp R., Tarkka M.T., 2008. Root inoculation with a forest soil streptomycete leads to locally and systemically increased resistance against phytopathogens in Norway spruce. *New Phytol.*, 177 (4), 965-976.
- Lescourret F., Génard M., 2005. A virtual peach fruit model simulating changes in fruit quality during the final stage of fruit growth. *Tree Physiol.*, 25 (10), 1303-1315.
- Lescourret F., Gibert C., Bussi C., Mercier V., Besset J., Plénet D., Génard M., Vercambre G., Gomez L., L'Hôtel J.-C., Chadoeuf J., Senoussi R., Moitrier N., 2008. *Étude et modélisation des liens entre traitements phytosanitaires, opérations culturales, caractères des fruits ou de la plante et contamination par les monilioses en verger de pêchers en vue d'une protection durable*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 35 p.
- Lichou J., Mandrin J.F., Bréniaux D., Mercier V., Giauque P., Desbrus D., Blanc P., Bel-luau E., 2002. A new, powerful monilia: *Monilia fructicola* chooses stone-fruit trees for its attacks. *Phytoma*, 547, 22-25.
- Lieven J., Doumenc A., Segura R., 2013a. Influence des façons culturales sur les levées de moutarde des champs, ravenelle et repousses de colza. 22^e conférence du Columa, journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon, 10-12 décembre 2012, AFPP, Association française de protection des plantes.

- Lieven J., Duroueix F., 2013b. Herbisemis, désherbinage et binage du tournesol : résultats de 3 années d'essais. 22^e conférence du Columa, journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon, 10-12 décembre 2012, AFPP, Association française de protection des plantes.
- Lloyd A., Hamacek E., George A., Nissen R., Waite G., 2005. Evaluation of exclusion netting for insect pest control and fruit quality enhancement in tree crops. *Acta Hort.*, 694, 253-258.
- Loqman S., Ouhdouch Y., Renault J.H., Nuzillard J.M., Clément C., Ait Barka E., 2009. *New actinomycetes strain compositions and their use for the prevention and/or the control of micro organism inducing plant diseases*, Université de Reims Champagne-Ardennes, brevet WO/2010/115802, IPCT/EP2010/054299, Publication Date: 14.10.2010, Priority Data: 09290240.2.
- Lovell D., Parker S., Hunter T., Welham S., Nichols A., 2004. Position of inoculum in the canopy affects the risk of *septoria tritici* blotch epidemics in winter wheat. *Plant Pathol.*, 53 (1), 11-21.
- Loyce C., Meynard J.M., Bouchard C., Rolland B., Lonnet P., Bataillon P., Bernicot M.H., Bonnefoy M., Charrier X., Debote B., Dernaquet T., Duperrier B., Felix I., Heddad D., Leblanc O., Leleu M., Mangin P., Meausoone M., Doussinault G., 2008. Interaction between cultivar and crop management effects on winter wheat diseases, lodging, and yield. *Crop Prot.*, 27 (7), 1131-1142.
- Loyce C., Meynard J.M., Bouchard C., Rolland B., Lonnet P., Bataillon P., Bernicot M.H., Bonnefoy M., Charrier X., Debote B., Demarquet T., Duperrier B., Felix I., Heddad D., Leblanc O., Leleu M., Mangin P., Meausoone M., Doussinault G., 2012. Growing winter wheat cultivars under different management intensities in France: a multicriteria assessment based on economic, energetic and environmental indicators. *Field Crops Res.*, 125, 167-178.
- Lucas P., 2009. Libérer l'agriculture des pesticides. *La Recherche*, 431, 58-61.
- Lutman P.J.W., Bowerman P., Palmer G.M., Whytock G.P., 2000. Prediction of competition between oilseed rape and *Stellaria media*. *Weed Res.*, 40 (3), 255-269.
- Maire V., 2009. *Des traits des graminées au fonctionnement de l'écosystème prairial : une approche de modélisation mécaniste*. Thèse de doctorat, spécialité Écologie, Université Blaise-Pascal, Clermont-Ferrand 2, 312 p.
- Martínez H.J., Peña Y., Espinal C.F., 2006. *La cadena de plátano en Colombia. Una mirada global de su estructura y dinámica 1991-2005*, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Bogotá (Colombia), documento de trabajo No 102, 95 p.
- Menalled F.D., Marino P.C., Renner K.A., Landis D.A., 2000. Post-dispersal weed seed predation in Michigan crop fields as a function of agricultural landscape structure. *Agri. Ecosys. Environ.*, 77 (3), 193-202.
- Mercier V., 2002. *Thème 1. Étude des maladies du pêcher : les monilioses*. Rapport d'activité 2002, PFI, Production fruitière intégrée, 6-8.
- Meynard J.M., 2008. Introduction générale. Produire autrement : réinventer les systèmes de culture. In : *Systèmes de culture innovants et durables : Quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer ?* (R. Raymond, D. Thierry, eds.), Educagri Editions, Dijon, 11-27.
- Meynard J.M., Girardin P., 1991. Produire autrement. *Courrier de la Cellule Environnement de l'Inra*, 15, 1-19.
- Meynard J.M., Rolland B., Loyce C., Félix I., Lonnet P., 2009. Quelles combinaisons variétés/conduites pour améliorer les performances économiques et environnementales de la culture de blé tendre ? *Innov. Agron.*, 7, 29-47.

- Michelin Y., Morlans S., Ensminger O., Dumora C., 2012. *Réduire l'usage de rodenticides dans les prairies par une compréhension des points de vue des agriculteurs et de leurs contraintes de système : élaboration d'une méthode agro-anthropologique appliquée à la lutte contre le cam-pagnol terrestre (RODONTICIDES)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 76 p.
- Mignolet C., Schott C., Benoit M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Sci. Total Environ.*, 375 (1-3), 13-32.
- Moss S.R., Cussans G.W., 1985. Variability in the susceptibility of *Alopecurus myosuroides* (blackgrass) to chlortoluron and isoproturon. *Asp. Appl. Biol.*, 9, 91-98.
- Munier-Jolain N.M., Chauvel B., Gasquez J., 2002. Long-term modelling of weed control strategies: analysis of threshold-based options for weed species with contrasted competitive abilities. *Weed Res.*, 42 (2), 107-122.
- Munier-Jolain N., Kubiak P., Maillet-Mezeray J., Quéré L., Rodriguez A., Brochard M., Muchembled C., Verdier J., 2006. DECID'HERB: Un logiciel d'aide au choix d'une méthode de lutte contre les mauvaises herbes pour une agriculture respectueuse de l'environnement. 3^e Conférence internationale sur les moyens alternatifs de protection des cultures, Lille, France, AFPP, Association française de protection des plantes.
- Munier-Jolain N.M., Guyot S.H.M., Colbach N., 2013. A 3D model for light interception in heterogeneous crop:weed canopies: model structure and evaluation. *Ecol. Modell.*, 250, 101-110.
- Nguyen-The C., Huguency R., Arnoux M., 1989a. Contribution à l'étude des voies de pénétration de parasites fongiques des nectarines *Monilia laxa* (Ascomycète-Discomycète) et *Rhizopus stolonifer* (Zygomycète-Mucorale). *Agronomie*, 9 (3), 271-276.
- Nguyen-The C., Huguency C., Chamel A., Arnoux M., 1989b. Penetration of *Monilia laxa* and *Rhizopus stolonifer* through nectarine fruit epidermis. *Acta Hort.*, (254), 193-198.
- Nguyen-The C., 1991. Structure of epidermis wall, cuticle and cuticular microcracks in nectarine fruit. *Agronomie*, 11 (10), 909-920.
- Oerke E.C., Dehne H.W., Schonbeck F., Weber A., 1994. *Crop Production and Crop Protection: Estimated Losses in Major Food and Cash Crops*. Elsevier, Amsterdam, 808 p.
- Ordax M., Marco-Noales E., Lopez M.M., Biosca E.G., 2006. Survival strategy of *Erwinia amylovora* against copper: induction of the viable-but-nonculturable state. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 (5), 3482-3488.
- Ouhdouch Y., Barakate M., Finance C., 2001. Actinomycetes of Moroccan habitats: isolation and screening for antifungal activities. *Eur. J. Soil Biol.*, 37 (2), 69-74.
- Penaud A., Aubertot J.-N., Schott J.-J., Doré T., 2003. La note G2 : un indicateur robuste de la gravité de la nécrose au collet. *Oléoscope*, 73, 29-31.
- Petit C., Duhieu B., Boucansaud K., Delye C., 2010. Complex genetic control of non-target-site-based resistance to herbicides inhibiting acetyl-coenzyme A carboxylase and acetolactate-synthase in *Alopecurus myosuroides* Huds. *Plant Sci.*, 178 (6), 501-509.
- Petit M.-S., Reau R., Dumas M., Moraine M., Omon B., Josse S., 2012. Mise au point de systèmes de culture innovants par un réseau d'agriculteurs et production de ressources pour le conseil. Colloque RMT Systèmes de culture innovants du 21 octobre 2011. *Innov. Agron.*, 20, 79-100.
- Pezet R., Viret O., Gindro K., 2004. Plant-microbe interaction: the *Botrytis* grey mould of grapes – biology, biochemistry, epidemiology and control management. *In : Advances in Plant Physiology* (A. Hemantaranjan, ed.), Scientific Publishers, Jodhpur, India, 71-116.

- Plénet D., Navarro E., De Bruyne F., Guinet P., Blanc P., 2005. Nouvelle combinaison pour le pêcher : conduite des arbres et irrigation raisonnée. *Objectifs Info Arbo*, dossier technique, 19-21.
- Powles S.B., Yu Q., 2010. Evolution in action: plants resistant to herbicides. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 61, 317-347.
- Primot S., Valantin-Morison M., Makowski D., 2006. Predicting the risk of weed infestation in winter oilseed rape crops. *Weed Res.*, 46 (1), 22-33.
- Priou S., Jouan B., 1996. Les maladies provoquées par les bactéries pathogènes du genre *Erwinia*. In : *La pomme de terre. Production, amélioration, ennemis et maladies, utilisations* (P. Rousselle, Y. Robert, J.C. Crosnier, eds.), Inra Editions, Versailles, 260-265.
- Prost L., 2008. *Modéliser en agronomie et concevoir des outils en interaction avec de futurs utilisateurs: le cas de la modélisation des interactions génotype-environnement et de l'outil DIAGVAR*. Thèse de doctorat, spécialité Agronomie, AgroParisTech, 348 p.
- Rasmussen T.B., Givskov M., 2006. Quorum sensing inhibitors: a bargain of effects. *Microbiology (GBR)*, 152, 895-904.
- Ravanel P., Chaton P.-F., Raveton M., David J.-P., Aajoud A., Félix D., Lecomte L.-S., Tisseur M., Decourtye A., Chabert A., Gandrey J., 2007. *Écobilan des luttes chimiques contre les larves phytophages du sol. Recherche de stratégies agronomiquement, écologiquement et socialement acceptables*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 90 p.
- Renaud R., 1967. Les monilioses du prunier. Biologie et méthodes de lutte. *Rev. Zool. Agric. Appl.*, 4-6, 58-64.
- Reau R., Dumas M., Moraine M., Omon B., Petit M.-S., 2011. Produire des références contribuant à réduire l'usage des pesticides : le réseau de fermes de références et de démonstration d'Écophyto 2018. Colloque Écologisation des politiques et des pratiques agricoles, 16-18 mars 2011, Avignon.
- Rhino B., Dorel M., Tixier P., Risède J.-M., 2010. Effect of fallows on population dynamics of *Cosmopolites sordidus*: toward integrated management of banana fields with pheromone mass trapping. *Agric. Forest Entomol.*, 12 (2), 195-202.
- Ricci P., Bui S., Lamine C., 2011. *Repenser la protection des cultures: innovations et transitions*. Collection Sciences en partage, Éditions Quae, Versailles, 250 p.
- Risède J.M., Chabrier C., Dorel M., Rhino B., Lakhia K., Jenny C., Quénéhervé P., 2009. Recent and up-coming strategies to counter plant-parasitic nematodes in banana cropping systems of the French West Indies. *Acta Hort.*, 828, 117-128.
- Robert C., Fournier C., Andrieu B., Ney B., 2008. Coupling a 3D virtual wheat (*Triticum aestivum*) plant model with a *Septoria tritici* epidemic model (Septo3D): a new approach to investigate plant-pathogen interactions linked to canopy architecture. *Funct. Plant Biol.*, 35 (9-10), 997-1013.
- Robert C., Fournier C., Bedos C., Perriot B., 2015. *L'architecture des couverts végétaux : un levier pour réduire l'utilisation des pesticides ? (ECHAP)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 58 p.
- Robin M.H., 2014. *Analyse et modélisation des effets des pratiques culturales et de la situation de production sur les dégâts causés par les bioagresseurs des cultures. Application au blé d'hiver*. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse, INP Toulouse, soutenue le 7 février 2014, 317 p.
- Robin M.H., Colbach N., Lucas P., Montfort F., Cholez C., Debaeke P., Aubertot J.N., 2013. Injury profile simulator, a qualitative aggregative modelling framework to predict injury profile as a function of cropping practices, and abiotic and biotic environment. II. Proof of concept: design of IPSIM-wheat-eyespot. *PLoS One*, 8 (10), 13.

- Rodrigues F.A., Vale F.X.R., Korndorfer G.H., Prabhu A.S., Datnoff L.E., Oliveira A.M.A., Zambolim L., 2003. Influence of silicon on sheath blight of rice in Brazil. *Crop Prot.*, 22 (1), 23-29.
- 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. *Eur. J. Plant Pathol.*, 109 (8), 871-881.
- Sadowski C., Musnicki C., Lema Czyk G., Drozdowska L., Trzci Ska E., 1998. Effect of different nitrogen fertilization and absence of pest control on health status of rapeseed. *IOBC WPRS Bull.*, 21, 221-226.
- Sarah J.L., Pinochet J., Stanton J., 1996. The burrowing nematode of bananas, *Radopholus similis* Cobb, 1913. *Musa Pest Fact Sheet*, (1), 2 p.
- Sarah J.L., Gowen S.R., De Waele D., Tessera M., Quimio A.J., 1999. Nematode pathogens: burrowing nematode. In : *Diseases of Banana, Abacá and Enset* (D.R. Jones, ed.). CAB International, Wallingford, 295-323.
- Sauphanor B., Dirwimmer C., Boutin S., Chaussabel A., Dupont N., Fauriel J., Gallia V., Lambert N., Navarro E., Parisi L. et al., 2009. Analyse comparative de différents systèmes en arboriculture fruitière. In : *Écophyto R&D: vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires, rapport d'expertise collective*, Inra, Paris, 68 p.
- Sauphanor B., Sévéric G., Maugin S., Toubon J.F., Capowiez Y., 2012. Exclusion netting may alter reproduction of the codling moth (*Cydia pomonella*) and prevent associated fruit damage to apple orchards. *Entomol. Experiment. Applic.*, 145 (2), 134-142.
- Schaechter M., Medoff G., Eisenstein B.I., 1999. *Microbiologie et pathologie infectieuse*. De Boeck Supérieur, Bruxelles, 1 000 p.
- Schiavon M., Perringanier C., Portal J.M., 1995. The pollution of water by pesticides – state and origin. *Agronomie*, 15 (3-4), 157-170.
- Schneider O., Roger-Estrade J., Aubertot J.N., Doré T., 2006. Effect of seeders and tillage equipment on vertical distribution of oilseed rape stubble. *Soil Till. Res.*, 85 (1-2), 115-122.
- Sévéric G., Romet L., 2007. Alt'Carpo, contre le carpocapse, travailler avec filet : une innovation majeure pour la protection du pommier face au carpocapse *Cydia pomonella*. *Phytoma-La Défense des Végétaux*, 601, 10-14.
- Sévéric G., Romet L., 2008. Alt'Carpo une alternative efficace (suite et pas fin !) : bilan de l'année 2007 avec le suivi de 15 vergers équipés et les résultats de trois essais, puis conseils pratiques pour 2008. *Phytoma-La Défense des Végétaux*, 612, 16-20.
- Sévéric G., Romet L., 2009. Dossier pomme : Alt'Carpo : dire définitivement « halte » au carpocapse. *L'Arboriculture Fruitière*, (633), 22-24.
- Shih H.D., Liu Y.C., Hsu F.L., Mulabagal V., Dodda R., Huang J.W., 2003. Fungichromin: A substance from *Streptomyces padanus* with inhibitory effects on *Rhizoctonia solani*. *J. Agric. Food Chem.*, 51 (1), 95-99.
- Sieling K., Christen O., Nemati B., Hanus H., 1997. Effects of previous cropping on seed yield and yield components of oil-seed rape (*Brassica napus* L.). *Eur. J. Agron.*, 6 (3-4), 215-223.
- Silver S., 1996. Bacterial resistances to toxic metal ions – A review. *Gene*, 179 (1), 9-19.
- Singh H.P., Batish D.R., Kohli R.K., 2001. Allelopathy in agroecosystems: an overview. *J. Crop Prod.*, 4 (2), 1-41.
- Swinton S.M., Buhler D.D., Forcella F., Gunsolus J.L., King R.P., 1994. Estimation of crop yield loss due to interference by multiple weed species. *Weed Sci.*, 42 (1), 103-109.

- Tabarant P., Villenave C., Risède J.-M., Roger-Estrade J., Thuries L., Dorel M., 2011. Effects of four organic amendments on banana parasitic nematodes and soil nematode communities. *Appl. Soil Ecol.*, 49, 59-67.
- Tamm L., Fluckiger W., 1993. Influence of temperature and moisture on growth, spore production, and conidial germination of *Monilinia laxa*. *Phytopathology*, 83 (12), 1321-1326.
- Tannières M., Beury-Cirou A., Vigouroux A., Mondy S., Pellissier F., Dessaux Y., Faure D., 2013. A metagenomic study highlights phylogenetic proximity of quorum-quenching and xenobiotic-degrading amidases of the AS-family. *PLoS One*, 8 (6), e65473.
- Tasin M., Demaria D., Ryne C., Cesano A., Galliano A., Anfora G., Ioriatti C., Alma A., 2008. Effect of anti-hail nets on *Cydia pomonella* behavior in apple orchards. *Entomol. Experiment. Applic.*, 129 (1), 32-36.
- Ternisien E., 1989. Study of crop rotations in banana plantations. II. Impact of rotated crops on banana production and the health of the soil. *Fruits (FRA)*, 44 (9), 445-454.
- Thompson K., Ceriani R.M., Bakker J.P., Bekker R.M., 2003. Are seed dormancy and persistence in soil related? *Seed Sci. Res.*, 13 (2), 97-100.
- Tixier P., Malezieux E., Dorel M., 2004. SIMBA-POP: a cohort population model for long-term simulation of banana crop harvest. *Ecol. Modell.*, 180 (2-3), 407-417.
- Tixier P., Risède J.M., Dorel M., Malezieux E., 2006. Modelling population dynamics of banana plant-parasitic nematodes: a contribution to the design of sustainable cropping systems. *Ecol. Modell.*, 198 (3-4), 321-331.
- Tixier P., Malezieux E., Dorel M., Bockstaller C., Girardin P., 2007. Rpest – An indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution application to banana-based cropping systems. *Eur. J. Agron.*, 26 (2), 71-81.
- Tixier P., Malezieux E., Dorel M., Wery J., 2008a. SIMBA, a model for designing sustainable banana-based cropping systems. *Agric. Sys.*, 97 (3), 139-150.
- Tixier P., Salmon F., Chabrier C., Quénehervé P., 2008b. Modelling pest dynamics of new crop cultivars: The FB920 banana with the *Helicotylenchus multicinctus-Radopholus similis* nematode complex in Martinique. *Crop Prot.*, 27 (11), 1427-1431.
- Tixier P., Blazy J.-M., Dorel M., Ozier-Lafontaine H., Achard R., Quénehervé P., Chabrier C., Duyck P.-F., Rizand A., Risède J.-M., 2010. *Systèmes de culture bananiers sans pesticides : conception et conditions d'adoption aux Antilles Françaises (SYBAN)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 267 p.
- Tixier P., Lavigne C., Alvarez S., Gauquier A., Blanchard M., Ripoche A., Achard R., 2011. Model evaluation of cover crops, application to eleven species for banana cropping systems. *Eur. J. Agron.*, 34 (2), 53-61.
- Uroz S., Chhabra S.R., Camara M., Williams P., Oger P., Dessaux Y., 2005. N-acylhomoserine lactone quorum-sensing molecules are modified and degraded by *Rhodococcus erythropolis* W2 by both amidolytic and novel oxidoreductase activities. *Microbiology (GBR)*, 151, 3313-3322.
- Uroz S., Oger P.M., Chapelle E., Adeline M.T., Faure D., Dessaux Y., 2008. A *Rhodococcus* qsdA-encoded enzyme defines a novel class of large-spectrum quorum-quenching lactonases. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74 (5), 1357-1366.
- Valantin-Morison M., Aubertot J.-N., Lemarié S., Lacroix A., Taverne M., Reau R., Pinochet X., Quéré L., 2007a. *Conduite intégrée du colza d'hiver pour une réduction de l'utilisation des pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 64 p.

- Valantin-Morison M., Meynard J.M., Doré T., 2007b. Effects of crop management and surrounding field environment on insect incidence in organic winter oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Crop Prot.*, 26 (8), 1108-1120.
- Valantin-Morison M., Lemarié S., Aubertot J.-N., Grandeau G., Reau R., Lacroix A., 2008. Utilization of a model to re-design integrated crop management for winter oilseed rape. IOBC Congress of oilseed rape group. Paris, September 29th-October 1st, 2008.
- Vermeire M.-L., Kablan L., Dorel M., Delvaux B., Risède J.-M., Legrève A., 2011. Protective role of silicon in the banana-*Cylindrocladium spathiphylli* pathosystem. *Eur. J. Plant Pathol.*, 131 (4), 621-630.
- Vinatier F., Tixier P., Le Page C., Duyck P.-F., Lescourret F., 2009. COSMOS, a spatially explicit model to simulate the epidemiology of *Cosmopolites sordidus* in banana fields. *Ecol. Modell.*, 220 (18), 2244-2254.
- Vinatier F., Chailleux A., Duyck P.-F., Salmon F., Lescourret F., Tixier P., 2010. Radiotelemetry unravels movements of a walking insect species in heterogeneous environments. *Animal Behav.*, 80 (2), 221-229.
- Vinatier F., Lescourret F., Duyck P.-F., Martin O., Senoussi R., Tixier P., 2011. Should I stay or Should I go? A habitat-dependent dispersal kernel improves prediction of movement. *PLoS One*, 6 (7), e21115.
- Vinatier F., Lescourret F., Duyck P.-F., Tixier P., 2012. From IBM to IPM: Using individual-based models to design the spatial arrangement of traps and crops in integrated pest management strategies. *Agric. Ecosys. Environ.*, 146 (1), 52-59.
- Wilcox W., 1989. Influence of environment and inoculum density on the incidence of brown rot blossom blight of sour cherry. *Phytopathology*, 79 (5), 530-534.
- Willaume M., Lauri P.E., Sinoquet H., 2004. Light interception in apple trees influenced by canopy architecture manipulation. *Trees Struct. Funct.*, 18 (6), 705-713.

Partie 4

Accompagnement
des acteurs pour réduire
les risques liés
aux pesticides

Les pesticides sont un facteur de production indirect, agissant sur le rendement *via* le contrôle des bioagresseurs des cultures. L'agriculteur est au centre des débats, car c'est lui qui, *in fine*, prend la décision d'utiliser ou non un produit phytosanitaire. Néanmoins, cet acteur fait partie d'un système complexe, avec une multiplicité de facteurs étroitement imbriqués agissant sur sa décision : facteurs techniques (état des parcelles, efficacité des pesticides par rapport aux solutions alternatives, mobilisation d'autres intrants, etc.), facteurs perceptifs (par exemple la notion de parcelle « propre » ou « sale »), facteurs relationnels (liens avec les agriculteurs voisins et avec les autres acteurs du territoire, appartenance à un réseau sociotechnique, etc.). L'exploitation agricole est, elle-même, au cœur d'un système technico-économique impliquant, en amont, les producteurs et les distributeurs de pesticides, les conseillers agricoles et, en aval, les négociants, les distributeurs de denrées et les consommateurs. Cet environnement a un impact direct sur l'utilisation des pesticides, en imposant par exemple des cahiers des charges aux producteurs, en dictant des règles sanitaires ou en imposant des critères de qualité aux denrées. L'usage de pesticides concerne en définitive l'ensemble de la société : le Commissariat au développement durable du ministère en charge de l'Écologie estime que le coût direct de la pollution agricole par les nitrates et les pesticides représente pour les ménages plus d'un milliard d'euros par an en France (Bommelaer et Devaux, 2011), ce coût étant proche de 200 € par personne pour les localités les plus polluées. Par ailleurs, une expertise collective de l'Inserm (2013) conclut à une corrélation entre l'exposition professionnelle à des pesticides et certaines pathologies chez l'adulte (maladie de Parkinson, cancer de la prostate et certains cancers hématopoïétiques). Cette expertise souligne également le risque de l'exposition pendant la période prénatale pour le développement de l'enfant, faisant des pesticides un véritable enjeu de santé publique.

La réduction de l'utilisation des pesticides n'est pas seulement une question technique, elle dépend aussi largement de déterminants économiques, humains et sociaux. L'économie est ainsi primordiale pour la question des relations coûts-bénéfices de l'usage des pesticides ou des instruments de régulation ; les sciences politiques et juridiques interviennent dans la conception et la mise en œuvre de politiques publiques adéquates et d'outils juridiques pertinents ; l'histoire permet de comprendre la mise en place du système actuel, de le mettre en perspective et d'en tirer des leçons pour le futur ; la sociologie et la psychologie appréhendent les déterminants des choix des agriculteurs ; la philosophie traite de la pertinence des politiques publiques mises en place et de leur équité.

Dans le cadre du programme Pesticides, une douzaine de projets se sont penchés sur la recherche de solutions permettant de favoriser l'adoption de pratiques réduisant le recours aux pesticides, les sciences humaines et sociales y tenant une place importante. Les résultats de huit projets sont présentés dans cette partie⁸⁰. Le chapitre 7 présente ainsi différentes approches pour l'analyse des freins et leviers permettant des changements de pratiques ; le chapitre 8 s'intéresse plus spécifiquement au rôle des pouvoirs publics et aux outils de régulation qu'ils peuvent mobiliser.

80. Les autres projets n'étant pas terminés lors de la rédaction de cet ouvrage.

7

Analyse des freins et leviers à l'adoption de pratiques économes en pesticides

L'analyse des déterminants des pratiques phytosanitaires peut permettre d'identifier des voies favorisant les changements et l'adoption de pratiques innovantes, que ce soit pour identifier des marges de manœuvre au niveau agronomique (Guichard *et al.*, 2010 ; Michelin *et al.*, 2012 ; Valantin-Morison *et al.*, 2007) ou pour identifier des postures (Bélis-Bergouignan *et al.*, 2007 ; Bougherara *et al.*, 2014 ; Michelin *et al.*, 2012 ; Nicourt *et al.*, 2007 ; Salles et Barrault, 2010 ; Sutan *et al.*, 2014) et des structures sociales (Michelin *et al.*, 2012 ; Nicourt *et al.*, 2007). Les résultats des travaux sur ce thème sont présentés selon trois approches : l'exploitation de bases de données pour caractériser les pratiques phytosanitaires ; les analyses sociologiques et anthropologiques des freins et leviers aux changements de pratiques ; les analyses économiques des déterminants des changements de pratiques.

Exploitation de bases de données pour caractériser les pratiques phytosanitaires

La bonne connaissance des pratiques phytosanitaires est un préalable nécessaire pour identifier des pistes de changement, mais reste difficile à établir malgré les nombreuses données recueillies. Guichard *et al.* (2010) ont proposé de mobiliser des bases de données existantes pour caractériser les évolutions des pratiques sur grandes cultures et mettre ainsi en évidence des pistes pour la réduction de l'utilisation des pesticides.

Outils disponibles pour caractériser les pratiques phytosanitaires

Indicateurs pour la caractérisation des pratiques phytosanitaires

Certains indicateurs permettent de décrire l'évolution de l'utilisation des pesticides, à différentes échelles et pour plusieurs cultures, à partir des données se focalisant sur la pression (utilisation) des pesticides. C'est le cas par exemple du

« nombre de traitements par hectare », indicateur comptabilisant le nombre de produits commerciaux appliqués, couramment utilisé par le Service de la statistique et de la prospective (SSP) du ministère en charge de l'Agriculture, ou de la « quantité de substances actives (QSA) utilisées par hectare » ou encore de l'« indice de fréquence de traitement » (IFT) d'origine danoise, particulièrement étudié au niveau national.

Dans le cadre du plan Écophyto⁸¹, l'indicateur retenu au niveau national est le Nodu⁸² (« nombre de doses unités »), complété par l'indicateur QSA. Le Nodu est calculé à partir des données de ventes, rapportant la quantité de chaque substance active à une dose unité homologuée. Le Nodu et la QSA sont des indicateurs de pression globaux, toutes cultures confondues ; ces indicateurs sont complétés par un suivi territorialisé par type de culture, grâce à l'indicateur IFT.

L'IFT calculé pour les produits commerciaux (IFT PC) est un rapport de la dose de produit commercial appliquée à sa dose homologuée. Sommé pour l'ensemble des produits utilisés sur une campagne, il représente le nombre de doses homologuées de produit commercial appliqué sur une parcelle d'une culture donnée. L'intérêt de cet indicateur par rapport aux précédents est qu'il reflète l'utilisation réelle de pesticides en prenant en compte les traitements réalisés et qu'il permet d'agréger des substances actives pouvant avoir des doses d'application différentes. Pour tenir compte de la diversité des doses homologuées pour un même produit, due à la diversité des cibles potentielles, Guichard *et al.* (2010) ont choisi de retenir la dose homologuée minimale. Cela conduit à une surestimation potentielle de l'IFT, mais convient à des utilisations à des échelles vastes telles que le département, la région ou la France entière (Champeaux, 2006, 2007).

L'IFT appliqué aux substances actives (IFT SA) a été proposé par Guichard *et al.* (2010) en raison du risque de confusion possible entre modification de formulation des produits et modifications de pratiques. En effet, les firmes proposent des produits commerciaux résultant du mélange de plusieurs substances actives. Cela peut conduire à une diminution « artificielle » de l'IFT PC par rapport à l'utilisation de produits commerciaux apportant les substances actives individuellement, alors même que les pratiques, en termes de dépendance ou de recours aux pesticides, n'ont pas fondamentalement changé. Cependant, il n'existe pas de dose « d'homologation » pour les substances actives. Il est donc nécessaire de déterminer des doses « standard », appelées « dose unité », caractéristiques d'une substance active sur une culture donnée. Pour cela, Guichard *et al.* (2010) ont retenu, pour une substance

81. Le plan Écophyto est une initiative lancée en 2008 à la suite du Grenelle de l'Environnement. Il vise à réduire progressivement l'utilisation des pesticides tout en maintenant une agriculture économiquement performante. Il s'appuie sur la mobilisation de nombreux acteurs. <http://agriculture.gouv.fr/ecophyto>

82. Calculé à partir des données de ventes des distributeurs de produits phytopharmaceutiques, le Nodu correspond à un nombre de traitements « moyens » appliqués annuellement sur l'ensemble des cultures, à l'échelle nationale. Pour chaque substance, la quantité appliquée est rapportée à une dose unité qui lui est propre. Ainsi, rapporté à la surface agricole utile, le Nodu permet de déterminer le nombre moyen de traitements par hectare.

active donnée et une culture donnée, le produit commercial menant à l'utilisation de la quantité de substance active la plus élevée. La dose unité de la substance active est alors calculée à partir de ce produit commercial, en prenant en compte la concentration de la substance active dans ce produit appliqué à sa dose homologuée minimale (principe de l'IFT PC).

Ces indicateurs peuvent être déclinés par catégorie de produits (herbicides, fongicides, insecticides), nature de produits (produits de synthèse, produits minéraux, produits issus du vivant) pour en suivre l'évolution ou par classe de toxicité et d'écotoxicité pour aborder le risque vis-à-vis de l'environnement et de la santé humaine.

Bases de données sur les pesticides et leurs utilisations

Pour décrire l'évolution des pratiques agricoles, différentes données sont disponibles :

- les enquêtes « pratiques culturales » à l'échelle parcellaire, réalisées périodiquement par le service de la statistique du ministère en charge de l'Agriculture (SCEES/SSP). Plusieurs milliers de parcelles font l'objet d'un tirage aléatoire systématique à partir des points d'observation du réseau Teruti de suivi de l'utilisation des sols. Les variables suivies concernent l'itinéraire technique mis en œuvre sur l'année : mode d'implantation de la culture, gestion de la fertilisation, rendement... ;
- les enquêtes France AgriMer, disponibles depuis 1994, qui portent sur 100 parcelles, issues d'un tirage statistique aléatoire, sur cinq départements. Les variables suivies couvrent l'itinéraire technique de l'année ainsi que des renseignements sur les précédents et antécédents culturaux ;
- les enquêtes postales annuelles de l'Institut technique de la betterave (ITB), réalisées depuis 1997 auprès d'environ 500 agriculteurs, portant sur l'ensemble de l'itinéraire technique des parcelles en betterave. Ces données sont représentatives des pratiques sur les zones betteravières françaises.

Guichard *et al.* (2010) ont par ailleurs mené entre 2005 et 2006 des enquêtes ponctuelles dans 73 fermes sur les pratiques phytosanitaires d'éleveurs laitiers de Bretagne-Pays de la Loire, du Nord-Picardie et des Pyrénées-Atlantiques. Cet échantillon constitue la première base d'informations sur les pratiques phytosanitaires des éleveurs mais n'a toutefois pas de représentativité statistique.

Différentes bases de données spécifiques aux pesticides ont été répertoriées par Guichard *et al.* (2010) :

- la base Ineris, qui regroupe environ 1 200 substances actives contenues dans 18 000 produits commerciaux, toutes cultures confondues. Elle permet de connaître la composition de chaque produit en substances actives ;
- la base Siris (Système d'intégration des risques par interaction des scores pour les pesticides), qui recense 551 substances actives (données 2006) présentes dans les produits commerciaux mis sur le marché. Elle répertorie différentes caractéristiques intrinsèques des substances actives, notamment des critères de toxicité et d'écotoxicité, afin de pouvoir en réaliser un classement ;
- la base Agritox, qui regroupe les propriétés physiques et chimiques, la toxicité, l'écotoxicité, le devenir dans l'environnement et les données réglementaires relatives aux substances actives issues des dossiers d'homologation ;

- la base Arvalis-Phytcom, qui renseigne sur les spécialités commerciales, leur composition, leurs usages et leurs cibles, leur classement toxicologique ainsi que leurs phrases de risque⁸³. Une entrée par substance active permet d'accéder à toutes leurs caractéristiques physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologiques ;
- l'index phytosanitaire Acta et le site e-phy du ministère de l'Agriculture.

Analyse à l'échelle nationale des pratiques de protection des cultures

Les principaux résultats de l'IFT PC au niveau national montrent un recours aux pesticides très différent selon les cultures, traduisant des sensibilités plus ou moins importantes à certains bioagresseurs (Butault *et al.*, 2010). La pomme de terre est la culture annuelle présentant les plus forts IFT PC, du fait du traitement systématique contre le mildiou. Le colza figure aussi parmi les cultures présentant un IFT PC élevé, car c'est une espèce très sensible à un cortège de bioagresseurs différents (ravageurs, maladies) tout au long de son cycle de végétation. La figure 7.1 présente la distribution par décile⁸⁴ des IFT PC tous produits confondus selon les cultures en France en 2006. Ces résultats montrent une assez forte plage de variation des IFT PC pour une culture une année donnée. Cette variabilité des pratiques reste très importante à l'échelle régionale (figure 7.2).

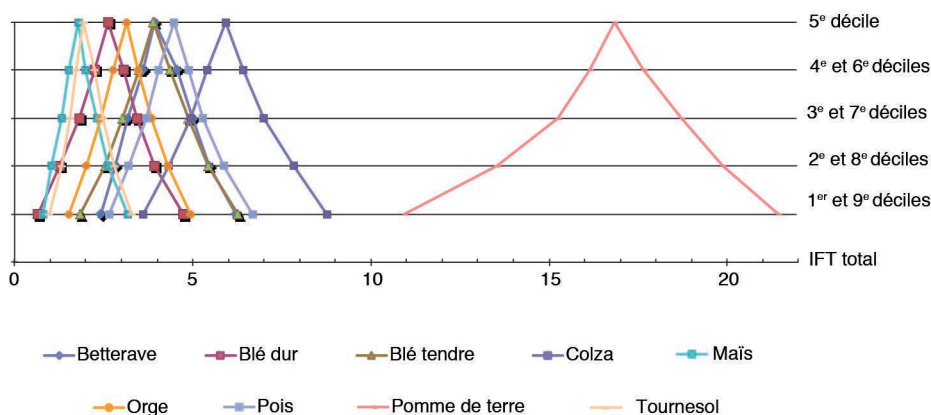


Figure 7.1. Distribution (par décile) des IFT totaux (IFT PC tous produits confondus) selon les cultures en France en 2006 (données SCEES).

Les IFT totaux figurent en abscisse ; la répartition des déciles se lit en ordonnée. Par exemple, pour le colza, le 8^e décile vaut 7,8 ; ceci signifie que 80 % des parcelles de colza ont un IFT inférieur à 7,8 (Guichard *et al.*, 2010).

83. Les phrases de risque sont des annotations présentes sur les étiquettes de produits chimiques qui indiquent les risques encourus lors de leur utilisation, de leur contact, de leur ingestion, de leur inhalation, de leur manipulation ou de leur rejet dans la nature ou l'environnement.

84. Les déciles sont les valeurs qui partagent une distribution de série de valeurs en dix parties égales. Ainsi, ici, le premier décile est l'IFT PC en dessous duquel se situent 10 % des parcelles.

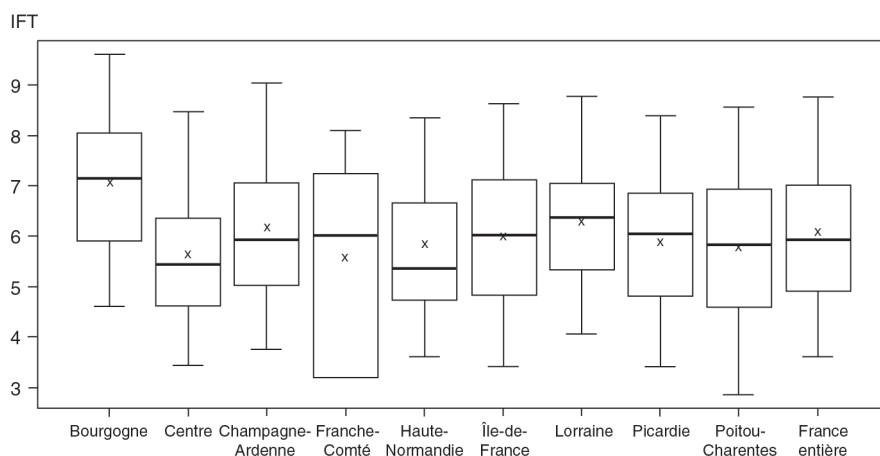


Figure 7.2. Distribution et moyennes d'IFT PC tous produits par région et France entière pour le colza en 2006 (données SSP).

Les IFT figurent en ordonnée. Pour une région donnée, la « boîte » correspond à l'écart interquartile $Q3 - Q1$ ($Q3$ et $Q1$ correspondant aux valeurs de l'IFT en dessous desquelles se situent respectivement trois quarts et un quart des parcelles de colza), tandis que les limites des « moustaches » correspondent aux premier et neuvième déciles (valeurs de l'IFT en dessous desquelles se situent respectivement 10 % et 90 % des parcelles de colza). Le trait à l'intérieur de la boîte représente la médiane et la croix la moyenne (Guichard *et al.*, 2010).

La forte variabilité au sein d'une culture pour une même région suggère l'existence de différents modes de conduite et systèmes de culture. Identifier ces principales logiques et leurs poids respectifs permet de progresser dans la compréhension des pratiques et dans l'identification de marges de progrès. Par ailleurs, l'analyse des pratiques sur des séries chronologiques longues permet d'apporter des éléments complémentaires sur la variabilité des pratiques et leur évolution. Par exemple, l'étude des IFT PC du blé tendre sur une durée de 14 ans (1996-2008) pour les départements de l'Eure-et-Loir, la Marne, la Seine-et-Marne, la Somme et l'Yonne montre une diminution globale des IFT relativement faible sur cette période. La variabilité interannuelle faible de l'IFT fongicides (sauf pour l'année 2003, exceptionnelle par la canicule) suggère soit des conditions climatiques comparables induisant un même niveau de pression de maladies, soit une faible adaptation des programmes de traitement par les agriculteurs. Les IFT insecticides montrent en revanche une tendance à la diminution sur l'ensemble de la période, qui s'explique par le recours assez important à des semences traitées et par une faible occurrence des pucerons de printemps.

Analyse des pratiques de protection du colza

À titre d'exemple, des analyses statistiques multivariées ont permis de décrire la diversité des pratiques de protection du colza en prenant en compte le système dans lequel s'insère la culture (Guichard *et al.*, 2010). Cette description

différence d'une part les stratégies agronomiques (succession de cultures, fréquence de labour, apport de fumure organique, gestion des résidus du précédent) et d'autre part les conduites du colza sur ces parcelles (type de semence utilisé, densité et date de semis, quantité d'azote minéral apportée, labour du colza). Il est ainsi possible d'identifier des groupes de parcelles homogènes et de les caractériser, notamment en termes de rendement moyen et d'IFT. Cette analyse a été dans un premier temps réalisée sur les données nationales, puis déclinée par région, permettant de repérer des profils très différents selon les régions, avec des combinaisons de stratégies agronomiques et de conduites assez caractéristiques.

Les parcelles semées en colza relèvent de sept stratégies agronomiques différentes (tableau 7.1). La moitié des surfaces en colza se trouve dans des parcelles labourées plus de trois années sur quatre en moyenne, dans des exploitations de taille relativement faible (moins de 190 ha) avec des rotations qui ne sont jamais très courtes, sans être très diversifiées (stratégies C, D, E). Les rotations les plus longues et les plus diversifiées se trouvent plutôt chez des agriculteurs ramassant les pailles, apportant de la matière organique et qui alternent entre labour et non labour (stratégie A). Cette stratégie, que l'on retrouve chez les éleveurs, représente moins de 15 % des surfaces nationales. Enfin, les rotations les plus courtes sont pratiquées dans les plus grandes exploitations, dans des parcelles sans apports d'engrais organique et où le labour est rare (stratégies F_a et F_b, regroupées en une stratégie unique F par la suite). Elles représentent plus de 20 % des surfaces cultivées en colza en France. Il semble que le non-labour soit considéré comme un moyen de limiter le temps de travail lors des semis et d'atténuer les pointes de travail dans ces grandes exploitations où l'assolement tend à se résumer à deux cultures : le colza et le blé.

Dans l'ensemble des parcelles analysées, six conduites principales pour le colza ont été identifiées, avec des niveaux d'intrants variables (tableau 7.2). Les surfaces en colza conduites de façon intensive représentent 39 % des surfaces totales en colza, avec un IFT élevé et une fertilisation modérée (groupe 3) à forte (groupe 1). Ce sont des parcelles où le colza est implanté systématiquement sans labour. Les surfaces en colza conduites avec une fertilisation modérée et un IFT moins élevé (groupes 2, 4 et 5) représentent 56 %. Enfin, seules 5 % des surfaces nationales sont conduites à bas niveaux d'intrants (groupe 6), combinant fertilisation réduite et IFT faible.

Le croisement des deux typologies (tableaux 7.1 et 7.2) a permis l'analyse des systèmes de culture. La figure 7.3 représente la répartition des surfaces cultivées par système de culture, c'est-à-dire par combinaison entre stratégie agronomique et conduite. Sur 36 systèmes de culture différents identifiés, les 13 principaux représentent deux tiers des surfaces.

Tableau 7.1. Présentation synthétique des sept stratégies agronomiques résultant de l'analyse statistique des données 2006 (1 495 parcelles pour 987 917 ha de surface extrapolée). Seules les cinq premières variables ont permis de constituer les groupes. Les quatre dernières sont présentées à titre indicatif (Guichard *et al.*, 2010).

Les fréquences des céréales à paille, du colza, des cultures de printemps et du labour sont respectivement les nombres de céréales à paille, de colza et de cultures de printemps cultivés et le nombre de labours effectués entre 2000 et 2006. La fumure organique correspond au pourcentage de parcelles ayant bénéficié d'apports organiques lors de la culture précédant celle du colza. Le ramassage des pailles correspond au pourcentage de parcelles dont les pailles du précédent ont été ramassées. La surface parcelle et surface exploité. sont respectivement la surface moyenne des parcelles et des exploitations.

Stratégie	A	B	C	D	E	F _a	F _b	
Libellé	Polyculture-élevage en rotations longues et diversifiées	Polyculture-élevage en rotations courtes céréalières	Rotations longues de grandes cultures	Rotations courtes, labour et pailles ramassées	Rotations courtes, labour et pailles laissées	Rotations très courtes, sans labour et pailles ramassées	Rotations très courtes, sans labour et pailles laissées	Pour l'ensemble des parcelles
Nombre de parcelles	213	204	336	204	190	158	190	1495
% surface	14,3	13,2	22,9	13,1	14,2	9,7	12,5	100
Fréquence des céréales à paille	2,5	4,0	3,3	3,6	4,0	3,5	3,4	3,4
Fréquence du colza	1,4	1,6	1,5	1,8	2,0	2,3	2,3	1,8
Fréquence du labour	3,7	3,3	4,5	5,3	5,2	1,4	0,8	3,6
Fumure organique	60	80	0	0	0	0	0	20
Ramassage des pailles	60	60	0	100	0	100	0	40
Fréquence des cultures de printemps	1,5	0,4	1,1	0,6	0,0	0,2	0,2	0,7
Surface parcelle (ha)	10,2	12,9	10,5	9,5	12,0	14,6	16,0	12,0
Surface exploit. (ha)	191	208	188	165	180	237	245	200
IFT (sans unité)	6,1	6,5	6,3	6,5	6,3	6,6	6,9	6,5

Tableau 7. 2. Présentation synthétique des six conduites culturales résultant de l'analyse statistique des données 2006 (1495 parcelles pour 987 917 ha de surface extrapolée). Seules les cinq premières variables ont servi dans la constitution des groupes. L'IFT est présenté à titre indicatif (Guichard *et al.*, 2010).

L'écart de date de semis est exprimé en quinzaines de jours par rapport à la moyenne régionale ; une valeur négative ou positive signifie que les semis ont été réalisés respectivement en avance ou en retard par rapport à la moyenne régionale. Le labour du colza correspond au pourcentage de parcelles ayant eu une implantation avec labour. Le type de semences est un indicateur pondéré décrivant le type de semences utilisées : 2 correspond à la totalité des parcelles enssemencées par des semences certifiées ; plus l'indicateur est proche de 0 plus le nombre de parcelles avec des semences de ferme est important.

Conduite	1	2	3	4	5	6	
Libellé	Fertilisation élevée, semences certifiées sans labour	Fertilisation modérée, semences certifiées sur labour	Fertilisation modérée, semences fermières sans labour	Fertilisation modérée semences fermières sur labour	Semis tardifs, fertilisation modérée, semences certifiées	Fertilisation très réduite	Pour l'ensemble des parcelles
Nombre de parcelles	229	333	376	261	220	76	1495
Surface (ha)	142 318	228 332	243 120	177 091	147 088	49 969	987 917
% de la surface totale	14,4	23,1	24,6	17,9	14,9	5,1	100
Écart de date de semis	-0,14	-0,2	-0,15	-0,08	0,84	-0,05	0
Densité de semis (en kg/ha)	2,2	2,3	3,0	3,2	2,3	2,4	2,6
Labour du colza	0	100	0	100	60	40	50
Type de semences	2	2	0,7	0,5	1,9	1,7	1,4
Quantité N minéral (en kg N/ha)	180	169	167	166	161	51	162
IFT (sans unité)	6,9	6,4	6,7	6,3	5,9	5,8	6,5

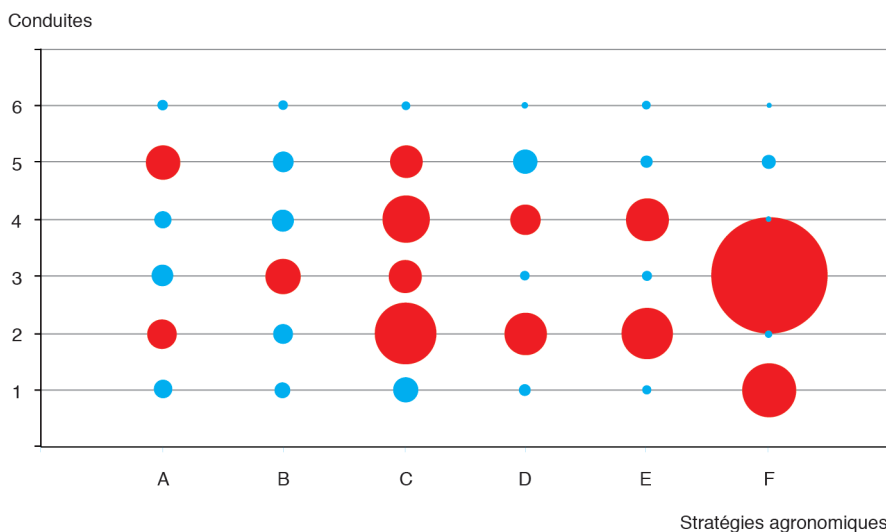


Figure 7.3. Représentativité en surface des 36 systèmes de culture analysés par Guichard *et al.* (2010). La taille du rond est proportionnelle à la surface occupée par les systèmes. Les 13 principaux systèmes sont représentés en rouge.

La stratégie C, avec des rotations plutôt longues et un labour fréquent, est associée à différents types de conduite (2, 3, 4 et 5), alors que les autres stratégies sont préférentiellement associées à une ou deux conduites seulement. C'est en particulier le cas de la stratégie F, construite avec des rotations simplifiées sans labour, associées aux conduites 1 et 3 qui sont les plus intensives et également sans labour.

L'IFT total est dépendant du système de culture dans lequel s'insère le colza (figure 7.4) : il dépasse 6,5 en moyenne pour les conduites sans labour associées à des rotations avec labour rare (B3, F1, F3) ; inversement, dans les rotations longues et diversifiées, l'IFT est particulièrement faible (A2 et A5). L'IFT herbicides est par ailleurs le plus élevé dans les systèmes avec rotations courtes et sans labour. Le semis du colza avec labour dans une rotation longue incluant des cultures de printemps réduit l'utilisation des herbicides, sans doute en raison de la diminution de la pression des plantes adventices. Les IFT hors herbicides varient plus selon les conduites que selon les stratégies et sont corrélés à l'intensité globale de la conduite du colza. Les conduites 1 et 2, utilisant des semences certifiées et associées à une fertilisation modérée à forte, conduisent aux IFT hors herbicides les plus élevés. Les conduites 5 et 6, avec respectivement semis tardif et faible fertilisation azotée, ont les IFT hors herbicides les plus faibles.

Un indicateur d'efficacité, correspondant au nombre de quintaux produits par unité d'IFT, a été calculé pour chaque système. L'efficacité des pesticides est étroitement corrélée aux stratégies agronomiques dans lesquelles s'insère le colza, quelle que soit la conduite appliquée (figure 7.5). Les systèmes inscrits dans une stratégie avec des rotations longues et diversifiées (stratégie A) sont nettement plus efficaces que les autres. Les systèmes en rotation courte (F1 et F3) avec colza semé sans labour ont les efficacités les plus faibles (moins de 4,5 q/point d'IFT).

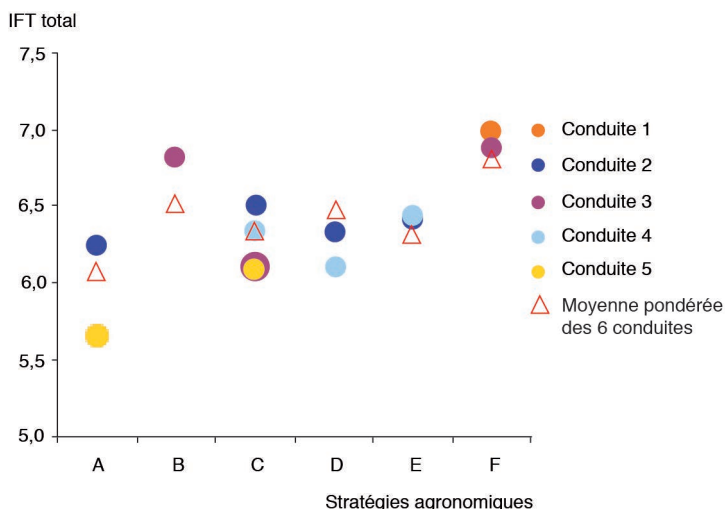


Figure 7.4. IFT total moyen des treize principaux systèmes de culture analysés par Guichard *et al.* (2010). Pour chaque stratégie, la moyenne est calculée sur l'ensemble des six conduites et pondérée par les surfaces occupées.

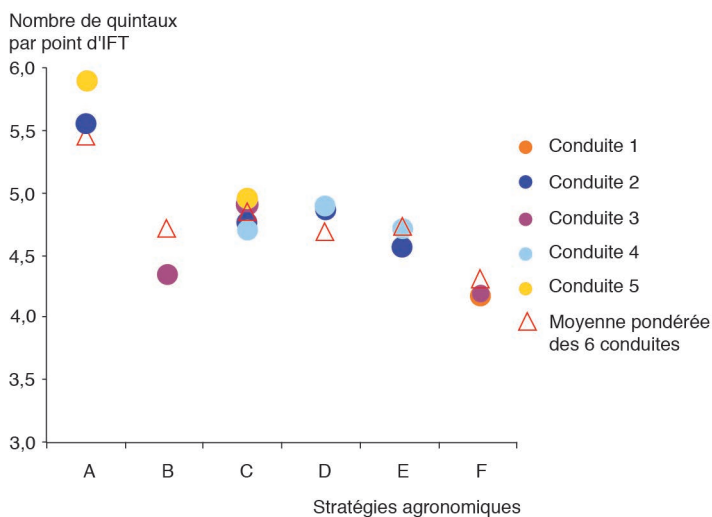


Figure 7.5. Efficacité des pesticides dans les treize principaux systèmes de culture analysés par Guichard *et al.* (2010). Pour chaque stratégie, la moyenne est calculée sur l'ensemble des six conduites et pondérée par les surfaces occupées.

Les rotations biennales où le labour est rare et l'emploi des pesticides important sont présentes dans les plus grandes exploitations. L'efficacité des pesticides y est particulièrement faible. Si la tendance à l'accroissement de la taille des exploitations se poursuit, on peut s'attendre à une augmentation de la proportion de ce type de systèmes et donc à une dégradation des IFT du colza.

Conclusion sur l'exploitation de bases de données

En résumé, l'analyse des bases de données disponibles présente un intérêt fort pour la compréhension des pratiques agricoles et de leurs évolutions, préalable important pour dégager des pistes d'action. Un travail avec les utilisateurs potentiels pourrait permettre d'en améliorer l'utilisation et l'accessibilité, afin d'en faire des outils rapidement mobilisables. Les travaux de Guichard *et al.* (2010) ont ainsi mis en évidence quelques pratiques permettant de réduire l'utilisation des pesticides (par exemple, le labour, la diversification des rotations). Néanmoins, la question de l'utilisation des pesticides ne relève pas uniquement de déterminants techniques : une pratique ayant fait ses preuves ne sera pas pour autant adoptée de manière homogène par tous les agriculteurs (Ricci *et al.*, 2011).

Analyses sociologiques et anthropologiques des déterminants des changements de pratiques

L'expertise scientifique collective *Pesticides, agriculture et environnement* (Aubertot *et al.*, 2005) a fait état de facteurs socio-économiques limitant l'adoption de systèmes de production moins consommateurs en pesticides chez les agriculteurs. Elle a notamment souligné que cela implique une redéfinition du métier, du rôle et de l'identité professionnelle des agriculteurs. Elle a également noté que l'isolement de certains d'entre eux, ainsi que le rejet des idéologies accompagnant les pratiques « bio » et intégrées, parfois assimilées à des pratiques « écolos » ou « décroissantes » (Ricci *et al.*, 2011), n'étaient pas propices à ces changements. L'analyse des représentations et des perceptions liées aux pesticides et au métier d'agriculteur est donc essentielle pour comprendre certains choix et pouvoir ainsi trouver des leviers pour favoriser des pratiques économes en pesticides. Cerf *et al.* (2010) ont aussi souligné le rôle important des conseillers agricoles dans l'accompagnement au changement des pratiques et la nécessité d'un changement de posture dans cette profession. De manière générale, les réseaux sociotechniques et économiques dans lesquels sont insérés les agriculteurs impactent leur choix de pratiques (Compagnone *et al.*, 2011).

Deux approches complémentaires, appliquées à des cas d'études, peuvent permettre d'illustrer et d'appréhender l'influence de facteurs sociologiques sur les choix des agriculteurs :

- l'approche biographique, qui analyse les trajectoires des agriculteurs pour comprendre les éléments influençant leurs choix (Madelrieux *et al.*, 2002) et permet d'identifier des étapes clés et des points de rupture (Bélis-Bergouignan *et al.*, 2007 ; Michelin *et al.*, 2012 ; Salles et Barrault, 2010) ;
- l'approche structurale, qui s'intéresse au rôle des réseaux socioprofessionnels (Michelin *et al.*, 2012 ; Nicourt *et al.*, 2007 ; Salles et Barrault, 2010 ; Teil *et al.*, 2007 ; Valantin-Morison *et al.*, 2007).

Analyse des trajectoires et des représentations des utilisateurs de pesticides

Perception par les agriculteurs-éleveurs de l'utilisation des rodenticides

Une analyse historique et anthropologique menée par Michelin *et al.* (2012) dans le département de l'Ain a permis de faire un état des lieux des pullulations de campagnols terrestres et de leur gestion, et d'analyser la construction sociale de leur perception. Dans un premier temps, les éleveurs se sont tournés vers les institutions de gestion pour lutter contre ce « nouveau » ravageur, selon une approche curative. Le premier Groupement de défense contre les organismes nuisibles (GDON) de l'Ain fut constitué en 1983 pour conduire collectivement la lutte chimique à base de carottes empoisonnées à la bromadiolone. Cette action a été suivie par de nombreux agriculteurs, mais a été perçue négativement, puisqu'à dire d'agriculteurs, les pullulations se sont maintenues dans les zones traitées et ont décréu dans les zones non traitées, avec en sus l'observation d'impacts sur la faune non cible. L'usage de la bromadiolone a par conséquent été remis en cause. Cette période a coïncidé avec l'augmentation de la taille des exploitations et l'éclatement du parcellaire. De ce fait, même si certains éleveurs ont continué la lutte chimique dans les années 1990, la plupart ont abandonné cette méthode jugée coûteuse et inefficace. Les traitements à la bromadiolone à base de carottes ont ensuite été interdits à l'échelle nationale. Cela a entraîné la mise en sommeil du GDON et l'arrêt de l'appui technique qu'il délivrait. Durant cette même période, les archives ont été perdues, effaçant des mémoires cet épisode de pullulation et la lutte chimique qui en a découlé. Ce n'est qu'en 2007, date de réapparition des pullulations dans le massif du Bugey, que certains éleveurs appartenant à la Fédération départementale des syndicats d'exploitants agricoles (FDSEA) ont demandé à leur animateur et à la Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles (Fredon) Rhône-Alpes d'engager la lutte contre le campagnol. L'animateur s'est alors rapproché de la Fredon Franche-Comté et a élaboré un protocole à partir des avancées et des connaissances établies dans cette région voisine. Une posture préventive fondée sur des outils de lutte raisonnée, combinant la prise en compte de l'impact de l'écosystème sur les pullulations et des approches d'écologie systémique, a ainsi émergé. Cependant, le départ des acteurs du conseil et le manque de moyens financiers ont sensiblement ralenti le processus, ce qui souligne la forte dépendance de la conduite des innovations à l'implication d'acteurs locaux et aux possibilités de financement. Dans l'Ain, depuis 2008, la gestion des pullulations de campagnols terrestres est assurée par la FDSEA avec le soutien des éleveurs adhérents. Ainsi, lutter contre le campagnol est assimilé à une démarche syndicale et non à une action technique. Le rattachement de la problématique des campagnols à un syndicat agricole semble par ailleurs expliquer le caractère limité de la diffusion des connaissances sur les pullulations en dehors du cadre syndical, ce dernier encourageant la différenciation entre groupes d'éleveurs selon leurs affinités politiques et leur vision de l'agriculture.

L'analyse de la perception des agriculteurs-éleveurs du massif du Jura (Ain et Franche-Comté) indique que les pullulations de campagnols terrestres sont un

phénomène mal identifié en raison des difficultés éprouvées pour en expliquer les causes. Ils mentionnent notamment la chasse aux renards, le changement climatique, les types de sols, l'intensification agricole, la présence de taupes, voire des lâchers de campagnols par des écologistes. Les personnes interrogées par les anthropologues de l'équipe de Michelin *et al.* (2012) n'ont pas systématiquement fait la distinction entre tumuli de campagnols et de taupes et confondaient souvent campagnols des champs et campagnols terrestres. Si la plupart des enquêtés se disaient intéressés par la protection intégrée, une moitié espérait toujours un « produit miracle » permettant d'éradiquer l'espèce.

Bien que les agriculteurs perçoivent le campagnol terrestre *via* l'apparition de mottes de terre dans leurs champs, lorsqu'ils en parlent, ils ne font pas tous référence à la même représentation. Ils le perçoivent soit en tant qu'animal, souvent anthropomorphisé : « Il me bouffe les bottes avec ses p'tites dents », soit en tant que population : « L'invasion de mulots, c'est comme une vague qui se déplace », soit en tant que terre venant polluer le territoire de l'éleveur : « C'était tout noir, t'avais plus une motte d'herbe dans les champs ». Connaître la représentation attachée aux pullulations permet de mieux saisir la relation avec cet événement et la réponse apportée. Cependant, si ces représentations ont un impact sur la manière dont l'agriculteur va appréhender le phénomène de pullulation et sur la réponse qu'il va y apporter, elles ne suffisent pas à elles seules à expliquer les choix effectués. Il existe aussi des contraintes liées aux caractéristiques du système. Ainsi, pour une exploitation fortement chargée qui peine à atteindre l'autonomie fourragère, il sera indispensable de contrôler les populations de campagnols pour assurer l'alimentation des animaux alors qu'une exploitation qui dégage des stocks fourragers tous les ans pourra supporter sans grands dommages une année de pullulation. Cela aboutit à des postures différentes : contournement (stockage de foin, alternance fauche/pâturage), attente (l'agriculteur-éleveur peut passer au travers d'une année de pullulation sans en ressentir d'effets notables s'il a un parcellaire suffisamment hétérogène), action directe (piégeage, mise en place de corridors écologiques pour les prédateurs, usage de rodenticides).

Une compréhension poussée des postures, pouvant mener au refus ou à l'adoption d'une pratique, nécessite ainsi de se tourner vers les arrière-plans symboliques qui motivent en partie ces choix. L'exploitation agricole semble représenter la « signature sociale de l'éleveur » (Morlans, 2012) au sein du collectif agricole et rural. Le campagnol terrestre intervient de ce fait sur le territoire physique, mais aussi perceptif de l'agriculteur, générant un stress potentiel. Celui-ci sera plus ou moins important selon la structuration du système de pensée de l'agriculteur et l'attention qu'il portera à cet élément intrusif et perturbateur de son environnement. Ainsi, deux agriculteurs qui refusent d'employer de la bromadiolone pourront s'appuyer sur des arguments totalement opposés (l'un ne voulant pas donner la mort puisqu'il considère que son métier est de nourrir les gens et donc de donner la vie, quand un autre considérera que ce produit n'est « pas assez efficace pour tuer tous ces nuisibles »).

Pour approfondir ce dernier point, une série d'entretiens semi-directifs a été réalisée auprès d'éleveurs de Franche-Comté pour analyser leurs représentations

des pesticides. L'objectif était de cerner leurs motivations à utiliser ces produits en analysant leur représentation du pesticide et de son impact sur l'environnement et sur la santé. Il en ressort que les différents pesticides ne sont pas considérés de la même façon, bien que certains aient des taux de toxicité équivalents ou proches. Les produits destinés au désherbage et à la lutte contre les campagnols sont perçus de manière très positive, même si leur impact négatif sur l'environnement est avéré. À l'inverse, un produit utilisé pour lutter contre la taupe, animal jugé non nuisible, mais dont la maîtrise est nécessaire pour réguler les pullulations de campagnols, sera perçu comme négatif. Le mode d'administration des produits joue aussi un rôle dans la représentation qui y est associée : moins l'éleveur est en contact avec le produit, moins il aura l'impression de pouvoir être contaminé et plus celui-ci sera considéré comme neutre ou positif. À l'inverse, si l'éleveur est conscient d'être potentiellement en danger lors de l'administration du produit (comme par exemple avec le PH3, qui sert à lutter contre la taupe, dont l'utilisation impose de faire appel à des protections – masque, combinaison, gants), il sera plus distant vis-à-vis du produit et aura plus facilement tendance à en abandonner l'usage ou à externaliser son utilisation en faisant intervenir un professionnel.

En outre, l'usage individuel de pesticides est directement lié au contexte mondial ; ainsi, la flambée des prix et l'incertitude réglementaire ont induit, chez les agriculteurs, un double comportement : baisser l'utilisation lorsque les prix flambent (en 2008, une diminution massive est ainsi constatée chez bon nombre d'agriculteurs-éleveurs) ; augmenter l'utilisation lorsque les prix se stabilisent ou lorsqu'une incertitude réglementaire pèse sur une substance active pour anticiper son indisponibilité. Trois facteurs influent donc sur la représentation et la pratique d'utilisation des pesticides : le contexte global des marchés et des réglementations, le sentiment d'agression que génère l'espèce visée et le mode d'administration du produit, qui renvoie aux arrière-plans symboliques mobilisés par chaque agriculteur et qui peuvent fortement différer d'un agriculteur à l'autre.

Parmi les agriculteurs qui refusent la lutte chimique ou s'y opposent se distinguent quatre postures :

- préserver l'écosystème et la santé humaine : ces produits sont considérés comme ayant un impact sur la faune non cible, sur l'environnement et la santé humaine ; ces agriculteurs sont majoritairement contre l'usage de produits chimiques en agriculture ;
- conserver l'équilibre des agrosystèmes et la santé humaine : les mêmes raisons que dans la posture précédente sont évoquées ; cependant, ces agriculteurs ne sont pas opposés à l'utilisation de produits chimiques en agriculture et sont prêts à mieux raisonner leur usage ;
- préserver la santé humaine : ces agriculteurs ont pratiqué ou pratiquent encore la lutte chimique et ont été confrontés aux effets concrets de cet usage sur leur santé ; par conséquent, ils ne souhaitent plus mener cette pratique, qu'ils proposent soit d'abandonner soit d'externaliser ; cependant, ils ne sont pas opposés à la lutte chimique ;
- la solution « idéale » ou rien : ces agriculteurs souhaitent disposer d'une méthode radicale qui puisse exterminer l'espèce, mais puisque celle-ci n'existe pas, ils ne voient pas l'intérêt d'utiliser une lutte chimique qui ne pourra jamais tout résoudre ;

ils ne sont pas favorables à l'usage de produits chimiques en agriculture et souhaiteraient pouvoir disposer d'un rodenticide biologique ou d'un virus « efficace » contre le campagnol terrestre ou la taupe.

Les agriculteurs qui se positionnent pour l'usage de produits chimiques dans la gestion des pullulations de campagnols terrestres évoquent quant à eux plusieurs motivations :

- la nécessité de protéger le territoire et de choisir entre la viabilité de l'agriculture et l'environnement : ces agriculteurs opposent agriculture et écologie et s'alignent sur les préconisations délivrées par les instituts techniques dans une approche curative ; ils ne remettent pas en cause le modèle agricole dominant et pratiquent la lutte chimique de manière plus ou moins raisonnée ; souvent peu adeptes des méthodes de protection intégrée, ils souhaitent, pour la plupart, disposer d'un pesticide « qui soit vraiment efficace » ;
- la nécessité de protéger le territoire tout en générant le moins d'impacts possibles sur l'environnement et en préservant un salaire décent : ces agriculteurs s'inspirent des préconisations délivrées par les instituts techniques développant une approche systémique des pullulations, incluant la lutte chimique à basse densité dans un panel de modifications des pratiques agricoles et des moyens de lutte indirecte, qu'ils participent d'ailleurs souvent soit à tester, soit à renouveler ;
- la nécessité de sauver ce qui peut l'être dans une situation d'urgence permanente : dépassés par les événements, en surcharge continue de travail, ces agriculteurs essaient de régler au plus vite les problèmes qu'ils rencontrent ; ils n'arrivent pas à dégager de marges de manœuvre, l'usage de pesticides leur permettant tout juste de résoudre provisoirement un problème complexe qu'ils n'ont pas les moyens d'appréhender de manière globale et sur le long terme ; ils utilisent les pesticides par défaut, souvent par habitude et pour suivre les préconisations délivrées par les instituts techniques ; ils n'ont pas de position claire vis-à-vis de leur usage.

Pour comparer les logiques d'acteurs et leurs pratiques effectives, une étude agronomique a été menée sur des agriculteurs-éleveurs représentatifs de différents systèmes de production : lait à comté, lait standard, viande. L'analyse des entretiens repose sur la méthode mise en place par Coulaud et Morlans (2009) et Dampfhofer (2008), s'appuyant sur l'identification d'axes thématiques représentant chacun un élément du système d'exploitation impacté par les pullulations de campagnols ou susceptible d'être modifié pour réduire cet impact : l'organisation parcellaire, l'organisation de l'activité, l'utilisation des surfaces fauchées, l'autonomie fourragère, la gestion du pâturage, la période de production. Chaque axe a été caractérisé par un certain nombre de facteurs. Par exemple, l'axe « organisation parcellaire » résulte de la combinaison des facteurs « taille de l'exploitation », « part de la surface agricole utile (SAU) mécanisable », « morcellement intraparcellaire » et « éclatement du parcellaire ». La marge de manœuvre de l'exploitation pour chaque axe a été évaluée en analysant les marges de manœuvre concernant le campagnol pour chacun des facteurs caractérisant l'axe. Les résultats montrent qu'à systèmes de production équivalents il existe une grande variété d'adaptations possibles sur un même territoire (Coulaud et Morlans, 2009 ; Dampfhofer, 2008 ; Morlans, 2008, 2011a ; Peyre *et al.*, 2010).

Par rapport à la Franche-Comté toute proche, les systèmes observés dans l'Ain sont plus variés, avec un niveau de production par vache plus élevé et une durée de pâturage plus longue, en lien avec une altitude plus faible. Pour ce qui est de l'organisation du parcellaire, de l'organisation de l'activité et de la flexibilité d'utilisation des surfaces, les agriculteurs de l'Ain ont une marge de manœuvre plus importante que ceux de Franche-Comté. Au contraire, en ce qui concerne l'autonomie fourragère, la gestion du pâturage et l'adéquation de la période de production à la pousse de l'herbe, les agriculteurs de l'Ain sont moins flexibles que leurs voisins de Franche-Comté. Cela peut s'expliquer par la moindre sensibilité des systèmes dans l'Ain (en particulier le système viande) et par le caractère récent des pullulations dans ce département. Les agriculteurs de ce département mettent également en œuvre des pratiques qui tendent à réduire les pullulations, même si celles-ci ne sont pas directement visées : élimination des refus, passage de la herse pour réduire les tumuli, pâturage ras, réduction de la fertilisation minérale. Les pullulations ont en outre moins d'impacts du fait de la taille des exploitations et du stock de fourrage mobilisable, mais aussi de la disponibilité en main-d'œuvre permettant d'engager plus facilement des actions de lutte. Enfin, certains agriculteurs ont une bonne connaissance de la biologie des campagnols et des méthodes préventives et ils sont en général favorables à la lutte collective. Ainsi, alors que les conditions semblaient très proches, la pression exercée par les pullulations de campagnols terrestres sur les exploitations de l'Ain est moins forte qu'en Auvergne et en Franche-Comté, ce qui explique en partie la moins grande mobilisation dans ce département pour engager des luttes raisonnées.

En conclusion, l'analyse de l'articulation entre dimensions techniques (marges de manœuvre sur l'exploitation) et non techniques (perception des pullulations, perception des pesticides) offre un cadre de compréhension des différentes postures d'agriculteurs et du lien entre ces représentations et les pratiques de lutte mises en œuvre. Michelin *et al.* (2012) ont mis en avant le fait qu'il n'existe pas de « bonnes pratiques » standardisées qu'il suffirait de diffuser sur le terrain pour réduire l'utilisation des pesticides, mais une diversité de solutions pouvant être combinées, en fonction du contexte dans lequel s'inscrit l'exploitation et des motivations de l'agriculteur.

Perceptions par les viticulteurs des innovations pour la réduction des risques liés aux pesticides

L'innovation environnementale désigne toute action environnementale nouvelle pour l'acteur qui la met en œuvre, susceptible de se décliner en changements dans les procédés, dans les produits ou au niveau organisationnel. Ces innovations peuvent être développées dans un but, explicite ou non, de réduction des nuisances environnementales. En plus des déterminants classiques de l'innovation (le développement technologique d'une part et les facteurs liés à la demande d'autre part), le cadre réglementaire, parce qu'il contribue à modifier les conditions du marché, a un impact important sur les innovations environnementales. Tandis que les déterminants technologiques jouent en faveur de l'adoption d'innovations environnementales « efficaces », la demande oriente plutôt vers le développement de produits dont l'image

environnementale est conforme aux préférences des consommateurs. Bélis-Bergouignan *et al.* (2007), en s'appuyant sur la notion d'innovation environnementale, ont étudié les trajectoires environnementales de viticulteurs girondins, la Gironde étant la première région française en termes de valeur ajoutée viticole. Pour cela, ils ont réalisé une enquête (723 viticulteurs ont répondu à un questionnaire anonyme) pour recenser les préoccupations et les perceptions environnementales des viticulteurs et pour étudier leur adoption d'innovations environnementales. La plupart des viticulteurs se sont déclarés concernés par la protection de l'environnement et disaient connaître la réglementation, affichant des attitudes assez positives en dépit du fait qu'ils pouvaient également la vivre fortement comme une contrainte (36 % des répondants) ou comme une obligation (49 %). Certains viticulteurs voyaient dans la réglementation l'opportunité d'améliorer l'image de leur profession (56 %) et leurs pratiques agricoles (49 %) et l'occasion d'améliorer l'image du produit (34 %). Parallèlement à ces perceptions assez positives, l'impact de la réglementation sur l'amélioration des conditions d'exploitation ou sur l'amélioration de la compétitivité ne semblait pas représenter un intérêt fort. Ainsi, 16 % seulement des répondants considéraient que la réglementation pouvait contribuer à améliorer leur position compétitive.

Les viticulteurs girondins étaient particulièrement préoccupés par deux sujets : l'utilisation des pesticides et la santé des utilisateurs. Cela peut s'expliquer par le fait que, dans leur département, les réunions d'information concernant la protection de l'environnement se sont essentiellement orientées sur l'utilisation des pesticides et leurs dangers. Quelques viticulteurs ont déclaré avoir diminué jusqu'à 50 % leurs traitements par la lutte raisonnée et par un meilleur suivi des vignes depuis qu'ils ont été sensibilisés aux problèmes. Les engagements et les pratiques en matière d'innovations environnementales ont connu de très fortes disparités selon les innovations concernées. Au premier rang de ces innovations, les viticulteurs ont signalé très majoritairement l'utilisation des avertissements agricoles des Directions régionales de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt (Draaf), publiés depuis 1898 et remplacés aujourd'hui par les BSV (bulletin de santé du végétal). En matière de renouvellement du matériel agricole, 51 % des viticulteurs ont déclaré avoir acheté de nouveaux pulvérisateurs, dont le coût est relativement élevé, alors qu'ils n'étaient que 42 % à avoir effectué le renouvellement de leurs outillages agricoles (effeuilleuse, épampreuse, rogneuse...), dont le coût est moindre. Cette préférence peut s'expliquer par les contrôles obligatoires qui ont été instaurés ou par une prise de conscience des risques encourus vis-à-vis de la santé humaine. Par ailleurs, les systèmes électroniques embarqués étaient peu utilisés (23 %), alors que le taux d'équipement en micro-informatique était de l'ordre de 50 % dans le Bordelais (Onivins, 2000). En ce qui concerne les stations d'épuration viticoles et vinicoles, qui concernent le traitement de l'ensemble des eaux usées⁸⁵, le nombre d'exploitants les possédant n'excédait pas le tiers des

85. Une propriété vitivinicole génère deux types d'effluents : des effluents vinicoles comportant des matières diverses en suspension et des effluents viticoles comportant de forts taux de pesticides. Ces rejets peuvent aussi être traités par des bacs de rétention dans le cas de petites propriétés.

répondants, alors que l'échantillon comportait un taux de 66 % de propriétés de taille supérieure à 10 ha, donc dans le régime des installations classées soumises à déclaration. La mise en conformité ciblée par la réglementation n'était donc pas réalisée à la date de l'enquête, c'est-à-dire en 2006. En revanche, les propriétés dont la superficie est supérieure à 50 ha possédaient fréquemment une station d'épuration. La disposition favorable à ce type d'installation est en relation avec les capacités financières des exploitations, mais aussi avec la pression réglementaire et la mise en œuvre des contrôles.

77 % des viticulteurs ont déclaré que l'obstacle principal à la mise en œuvre d'une démarche environnementale résidait dans les coûts engendrés. Par exemple, la confusion sexuelle, qui permet de traiter les vignes contre l'*Eudemis* et *Cochylis* (papillons du ver de la grappe), n'est que faiblement utilisée en Gironde en raison de son coût ainsi que de la limite technique d'utilisation : elle ne peut être utilisée que si les superficies à traiter sont supérieures ou égales à 10 ha et d'un seul tenant⁸⁶. À l'inverse, le suivi de la vigne (qui comprend la conduite du vignoble, la fertilisation, l'analyse de sols, de terroir, les travaux en vert) est facilement adopté, car il fait partie intégrante du métier de vigneron et qu'il est peu onéreux. Le suivi parcellaire, qui comprend les suivis des maladies de la vigne, peut assurer une sécurité de la récolte, ce qui entraîne une adoption significative par les viticulteurs.

Les principaux obstacles à l'adoption et à la diffusion d'innovations environnementales identifiés par Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) sont :

- le manque de nouvelles substances phytosanitaires (pour 31 % des viticulteurs) ;
- le manque de concertation et d'information (pour respectivement 22 % et 20 % des viticulteurs) ;
- le manque de confiance dans les technologies disponibles (ressenti comme très important par 15 % des viticulteurs, moyennement à fortement par 39 % d'entre eux).

Ainsi, l'utilisation de nouvelles méthodes (diagnostics environnementaux), de nouveaux produits ou équipements (bacs de stockage, stations d'épuration) est conditionnée très fortement aux facilités d'accès des viticulteurs à ces nouveautés et à leur capacité à juger de la fiabilité et de l'efficacité de ce qui leur est proposé. Le coût net anticipé (balance coûts/bénéfices induits) de l'innovation environnementale représente le second ordre de déterminants. Le croisement de ces deux critères conduit à une cartographie (figure 7.6), illustrant que les innovations les plus fortement mises en œuvre sont celles dont le contenu cognitif se réfère à la base de connaissances existante des viticulteurs, dont le coût est jugé de faible à supportable et dont le caractère de mise en conformité avec la réglementation est prégnant. Les nouveaux pulvérisateurs sont ainsi acquis de façon préférentielle en dépit de leur coût élevé par rapport au local de stockage et à l'aire de lavage, du

86. Une étude menée par des chercheurs de Bordeaux Sciences Agro et l'Irstea est en cours en 2014 au plan national pour mieux appréhender les déterminants des pratiques liées à la lutte par confusion sexuelle en viticulture.

fait d'actions de sensibilisation et de l'instauration de contrôles des pulvérisateurs par les pouvoirs publics.

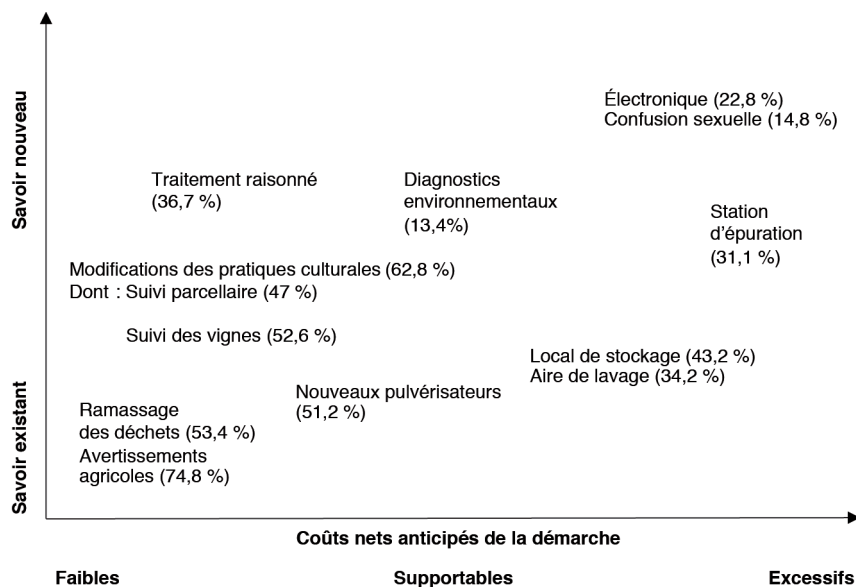


Figure 7.6. Cartographie des innovations environnementales (taux d'équipement en %) chez les viticulteurs girondins enquêtés (Bélis-Bergouignan *et al.*, 2007).

Bien que menées individuellement pour la plupart, une certaine convergence des pratiques est constatée, permettant de définir une trajectoire environnementale collective. Cette dernière associe des technologies de fin de chaîne telles que la mise en place de bacs de stockage ou de solutions de récupération des déchets, mais aussi des techniques ou organisations permettant d'éviter ou de diminuer à la source les émissions polluantes. Ces dernières relèvent des deux orientations (Kemp *et al.*, 1992) :

- substitution et économies d'intrants : les viticulteurs ont effectivement réduit leur consommation d'intrants, ce qui leur a permis des économies substantielles. Ils pratiquent la substitution par des produits phytosanitaires moins impactants. Par ailleurs, le réexamen des substances actives (homologation) a induit une réduction du nombre de produits utilisés par les viticulteurs, certaines des substances proscrites n'ayant pas trouvé de substitut satisfaisant ;
- technologies de prévention et de contrôle de la pollution : c'est le cas, par exemple, de l'adoption de nouvelles techniques de pulvérisation (pulvérisateurs bifaces), aboutissant à réduire non seulement les émissions polluantes, mais aussi la quantité de produit utilisée.

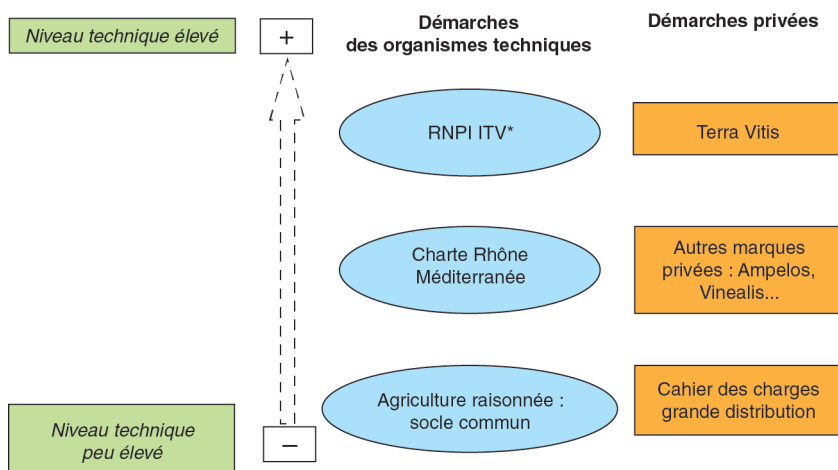
La trajectoire environnementale des viticulteurs apparaît, en outre, peu influencée par des considérations d'amélioration de la qualité du vin produit. Les attributs d'image environnementale ne sont pas réellement pris en compte par des producteurs surtout attachés aux caractéristiques techniques de leur produit. 77 % des

viticulteurs considèrent ainsi que les retombées des innovations environnementales en termes de meilleure vente de leurs vins sont assez limitées. Cette dernière attitude est sans doute partiellement explicable par leur dépendance vis-à-vis du négoce pour le marketing du produit et par le fait que le coût environnemental ne peut être répercuté sur le prix de vente aux consommateurs.

L'enquête de Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) a permis de préciser que les viticulteurs qui n'ont pas encore intégré une démarche environnementale rencontrent trop de difficultés pour programmer les actions nécessaires, les aides publiques étant réduites ou difficiles à mobiliser à titre individuel. En revanche, les producteurs les mieux dotés, en informations et en moyens financiers, peuvent avoir conscience de l'avantage concurrentiel de leur position les conduisant à ne pas souhaiter une large diffusion des innovations dont ils disposent. En outre, la mise en œuvre de certaines technologies nécessite une amélioration notable de la base de connaissances des viticulteurs qui n'est envisageable qu'à travers l'instauration de structures collectives. Ces dernières, qui restent à créer, viseraient à rapprocher les viticulteurs des sources de la technologie tout en les aidant à sélectionner et à mutualiser des solutions pouvant être complémentaires ou génératrices d'économies d'échelle. Nicourt *et al.* (2007) aboutissent à ce même constat dans le Languedoc-Roussillon. Les agriculteurs s'approprient d'autant plus facilement les bonnes pratiques agricoles que les cahiers des charges proposent des innovations bien adaptées à leur terroir ou à leur appellation d'origine contrôlée (AOC) et qu'elles sont diffusées et préconisées par des acteurs proches. Il en est de même pour le développement d'investissements ou d'équipements pour lesquels l'intervention d'institutions créant et diffusant les innovations apparaît nécessaire. Ces pratiques, qui peuvent s'analyser en termes d'innovations « systémiques » (Kemp et Rotmans, 2001), semblent appropriées à la mise en œuvre des trajectoires de « transition » nécessaires à la viticulture girondine. La priorité pourrait être la mise en œuvre de mécanismes d'apprentissage en relation avec les syndicats viticoles, les viticulteurs ayant déclaré très largement que ces derniers représentaient leur interlocuteur privilégié pour les appuyer dans leurs démarches environnementales.

À partir de ces informations, Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont souhaité approfondir les conditions d'adoption de démarches environnementales volontaires chez les viticulteurs girondins. Des initiatives volontaires très hétérogènes se sont développées pour la régulation de l'utilisation des pesticides, en parallèle ou en réponse à des instruments réglementaires et économiques. Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont étudié deux grands types de modes de production favorables à l'environnement : l'agriculture biologique et la production raisonnée (figure 7.7). Dans cette filière, les démarches volontaires portent le plus souvent sur des engagements individuels et sur la volonté d'instaurer une traçabilité.

Les repères qui guident les comportements des acteurs pour l'adoption d'une démarche volontaire semblent être ceux qui sont cohérents avec leurs systèmes de valeurs individuelles ou collectives, mais également ceux qui sont compatibles avec leurs contraintes technico-économiques du moment. Pour restituer et interpréter la compréhension qu'ont les individus des espaces (économiques, environnementaux, politiques) dans lesquels ils sont engagés, des entretiens semi-directifs auprès



* Référentiel national de production intégrée élaboré par l'Institut technique de la vigne et du vin (ITV, devenu en 2007 Institut français de la vigne et du vin, IFV).

Figure 7.7. Différents niveaux techniques des démarches en viticulture raisonnée (d'après Sipp, 2001).

d'acteurs clés ou représentatifs des démarches environnementales volontaires en viticulture ont été menés. Ces exploitations se caractérisent majoritairement par un chiffre d'affaires peu élevé (plus de 50 % d'entre elles ont un chiffre d'affaires inférieur à 250 000 €), par un petit nombre de salariés (1 à 2) et par des chefs d'exploitation ayant une ancienneté dans la profession supérieure à 15 ans. La proportion des exploitants ayant une activité de vinification est prépondérante quelle que soit la démarche, mais elle est plus importante en viticulture biologique qu'en viticulture raisonnée. En revanche, les deux démarches se caractérisent par des modes de commercialisation sensiblement différents, même si les ventes à la propriété y sont dans les deux cas prépondérantes. En effet, la commercialisation par les caves coopératives caractérise la viticulture raisonnée, alors qu'elle est peu présente en viticulture biologique. Dans cette dernière démarche, les circuits de distribution courts, mais aussi les ventes à l'exportation constituent des débouchés substantiels, alors qu'en viticulture raisonnée les intermédiaires comme les négociants sont des acteurs non négligeables de la commercialisation. Ces caractéristiques peuvent s'expliquer à la fois par la taille des exploitations en agriculture biologique, qui conduit à une implantation commerciale locale, par la quasi-absence de coopératives spécialisées et par la relative faiblesse des réseaux de distribution spécialisés.

L'analyse des conditions d'engagement conduisant les producteurs à s'inscrire dans les démarches environnementales volontaires met en exergue trois motivations prédominantes, sensiblement différentes pour les deux démarches :

- en viticulture raisonnée, la volonté d'anticiper les exigences futures des consommateurs et des distributeurs en termes de traçabilité et de qualité (invoquée par 80 % des producteurs), « le désir de progresser » (63 %) et un souci de cohérence entre choix éthiques et choix techniques (46 %) ;

- en viticulture biologique, la recherche de cohérence entre choix techniques et choix éthiques (72 %), la volonté de transmettre une exploitation saine et viable (56 %) et le désir de progresser (48 %).

Le refus d'utiliser les intrants chimiques se justifie autant en raison de leur impact négatif sur l'environnement qu'en raison de leur impact sur la santé humaine, que ce soit celle du consommateur, du viticulteur ou de son entourage. Les résultats du questionnaire montrent que l'aide financière associée à l'adoption d'une démarche environnementale n'apparaît pas comme un facteur incitatif. Le poids de l'incertitude économique apparaît secondaire, surtout en viticulture biologique. Les perspectives envisagées par les producteurs sont marquées par une volonté de poursuivre la démarche par conviction ou par volonté de faire fructifier une démarche de progrès. Par ailleurs, l'adhésion à une démarche environnementale volontaire n'est pas motivée par « l'entrée dans un réseau de distributeurs ». En revanche, le rôle de l'appui technique semble décisif dans le choix de la viticulture raisonnée pour permettre de concilier technologies environnementales et maintien des rendements.

Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont également voulu fournir des éléments permettant d'apprécier l'impact environnemental et économique des démarches environnementales volontaires. Un premier niveau d'appréhension de cet impact peut s'effectuer à partir de l'économie d'intrants enregistrée sur l'exploitation. Cette variable est d'autant plus pertinente que les prix des produits autorisés dans ces démarches volontaires sont souvent plus élevés que ceux des produits dits classiques. Ainsi, la viticulture biologique conduit dans plus de 60 % des cas à une économie d'intrants, alors qu'en viticulture raisonnée, celle-ci n'est pas systématique. Cependant, l'intégration de variables d'appréciation de l'impact environnemental, notamment en matière de gestion des déchets et d'utilisation du cuivre, conduisent à des bilans plus nuancés. De manière globale, les viticulteurs engagés dans ces deux démarches (biologique et intégrée) indiquent majoritairement qu'elles sont sans effet sur la rentabilité économique de leur exploitation. L'absence d'impact est prévisible en agriculture raisonnée : le référentiel associé à cette démarche tend à limiter les pratiques obligatoires coûteuses, tandis que les produits ne sont pas valorisés sur le marché. Pour la viticulture biologique, cette situation peut s'expliquer par la compensation qui s'établit entre les gains occasionnés par la valorisation du label (lui-même coûteux) sur le marché et les baisses de rendements inhérentes à la pratique de l'agriculture biologique. Cependant, dans certaines conditions, le bilan économique peut être positif lorsqu'elle se positionne sur un marché de niche.

L'enquête menée par Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) chez les viticulteurs girondins a montré une évolution des pratiques surtout en lien avec la réglementation. Le coût d'adoption des démarches environnementales volontaires a été souligné, d'autant plus que ces démarches ne sont pas toujours valorisées par le marché. Les innovations adoptées sont celles qui sont les plus proches des références des viticulteurs. L'importance d'informer les producteurs sur la fiabilité et l'efficacité des pratiques innovantes préconisées a été mise en exergue.

La diffusion de pratiques innovantes peut être favorisée par des démarches collectives, comme cela a été le cas des exploitations ayant mis en œuvre des démarches raisonnées. L'intervention des institutions, notamment des syndicats, peut jouer un rôle important. Les motivations à l'adoption de démarches environnementales volontaires sont surtout fondées sur l'anticipation des évolutions réglementaires et sociétales en agriculture raisonnée, et sur des choix éthiques en agriculture biologique. En termes de politiques publiques, les résultats obtenus, bien que nécessitant une contextualisation plus large, indiquent que l'acceptabilité sociale des démarches environnementales volontaires ne dépend pas uniquement de leur rapport coût/bénéfice. La prise en compte de l'impact sanitaire des pesticides ainsi que la prégnance des critères éthiques sont également importantes. De plus, certains viticulteurs en agriculture raisonnée affichent des conceptions identiques à ceux en agriculture biologique, ce qui laisse à penser que, sous réserve d'incitations financières, assorties de réformes organisationnelles des circuits de distribution, ils pourraient « franchir le pas » vers l'agriculture biologique ou alors adhérer à des modes de production moins exigeants tels que la production intégrée.

Analyse des déterminants de l'utilisation des pesticides chez les jardiniers amateurs

Le jardinage constitue une pratique de loisir très prisée des ménages français (14 millions de jardins privatifs) et un marché économique significatif (6 milliards d'euros). Les pesticides utilisés dans le jardinage représentent environ 8 % de la consommation totale française. Les risques sanitaires et environnementaux liés aux pratiques de jardinage sont très dépendants des conditions de commercialisation des produits. Ces derniers étant le plus souvent vendus en libre accès, la compréhension des facteurs et des déterminants des pratiques des jardiniers constitue une information essentielle pour améliorer les conditions d'utilisation des pesticides.

Salles et Barrault (2010) ont mis en œuvre deux approches complémentaires pour étudier les usages de pesticides par les jardiniers amateurs en France, plus particulièrement dans la région de Toulouse :

- une enquête par questionnaire diffusé sous la forme d'un livret imprimé et sur internet, ciblant des associations de jardinage et clients de jardinerie, pour obtenir des données quantitatives sur les représentations du jardin, les représentations du jardinage, les pratiques phytosanitaires, les représentations associées aux pesticides et l'attribution des responsabilités dans la protection de l'environnement ;
- des entretiens qualitatifs auprès de jardiniers, afin de recueillir leurs discours et représentations.

La moitié des 900 jardiniers ayant répondu spontanément à l'enquête ont entre 36 et 55 ans et un tiers déclare vivre dans une ville de plus de 50 000 habitants (dont la plupart dans l'agglomération toulousaine, lieu principal de diffusion de l'enquête). Les catégories socioprofessionnelles « cadres » et « professions intermédiaires » sont sur-représentées, biais probablement lié à la diffusion par internet de l'enquête. Les jardins sont en général de petite taille (42 % des cas), traduisant

leur caractère essentiellement urbain. La taille des jardins augmente avec leur localisation péri-urbaine ou encore avec le revenu des ménages. Les fonctions attribuées au jardin sont principalement celles de « nature » (« mettre un peu de nature chez soi », pour plus de 80 % des répondants), « esthétique » (pour 70 %) et « productive » (50 %). Le jardinage est aussi représenté comme une contrainte ; le discours des jardiniers sur les tâches d'entretien fait référence à leur caractère ardu, chronophage et rendant difficiles les absences prolongées. Il ressort également des enquêtes une certaine pression sociale liée à l'exigence de l'entretien du jardin.

Seule une faible minorité des jardiniers enquêtés était en mesure d'établir plus ou moins précisément un diagnostic sur un problème détecté dans le jardin. Les autres fonctionnaient par hypothèses déterminant la décision de recourir ou non à un traitement phytosanitaire : « J'ai un cerisier qui a une maladie, je ne sais pas laquelle [...] il faudrait le traiter, peut-être avec un produit chimique... ». Les grandes surfaces spécialisées sont largement privilégiées comme lieu d'achat des produits, même si les jardiniers déclarent un déficit de compétences chez les vendeurs. Les conseils de professionnels sont peu sollicités et une majorité des jardiniers amateurs se fonde principalement sur leur expérience et sur les conseils des proches pour l'identification des problèmes de maladies et/ou de parasites sur les végétaux de leur jardin.

Les principaux facteurs de choix des produits sont leur facilité d'utilisation, leur conditionnement, puis leur efficacité. Le respect de l'environnement n'est un facteur prépondérant que pour 12 % des jardiniers interrogés. Une majorité de jardiniers (53 %), en priorité les hommes, considère que les résultats obtenus sont meilleurs avec l'utilisation de produits chimiques et 80 % estiment qu'ils facilitent la vie. Parmi les produits phytosanitaires cités, la bouillie bordelaise est le produit le plus massivement utilisé. Il jouit d'une bonne réputation du fait de son utilisation généralisée qui a fait ses preuves selon les jardiniers. Elle est jugée sans dommage pour les végétaux et l'environnement, ce qui conduit parfois à une utilisation large, voire abusive. Le dosage des pesticides semble être globalement maîtrisé : 75 % des jardiniers déclarent respecter les doses indiquées sur les étiquettes. Il faut cependant être prudent avec ces données : l'ensemble des professionnels du secteur rencontrés estiment, eux, que les jardiniers, à la recherche d'une efficacité plus grande, ont nettement tendance à surdoser. Les produits de traitement naturels/biologiques, utilisés par 25 % des jardiniers, font l'objet de critiques relevant leur manque d'efficacité, leurs prix élevés et un scepticisme quant à leurs impacts éventuels même s'ils sont déclarés naturels. Les entretiens font ressortir chez les utilisateurs de produits « bio » une certaine fierté et, à l'inverse, une certaine culpabilité chez ceux qui utilisent des pesticides : « Avant, je faisais beaucoup plus de prévention, je traitais même quand il n'y avait rien... Je sais que ce n'était pas bien... ». Les techniques alternatives se développent, mais certains jardiniers témoignent de leur déception à l'égard de certaines d'entre elles : « Contre les escargots, j'ai essayé des épines de pin, mais ça ne marche pas beaucoup ; j'ai essayé la cendre, mais quand il pleut, la cendre c'est beaucoup moins efficace... Ce qui fait que je suis revenu, et je le regrette, aux granulés bleus. »

Le revenu constitue une variable déterminante dans le choix des produits : les personnes aux plus faibles revenus indiquent en effet choisir en priorité des techniques ou des produits naturels, en coupant les parties infectées ou en enlevant les insectes à la main (60 % des réponses), alors que les 30 % des jardiniers aux revenus plus élevés ont recours en priorité aux pesticides chimiques, privilégiant l'efficacité et, dans une moindre mesure, la facilité d'utilisation. Les jardiniers les plus âgés ou ayant un jardin de grande taille se dirigent eux aussi le plus souvent vers une solution chimique. Plusieurs éléments laissent penser qu'une transition vers une rationalisation de l'utilisation des pesticides est en cours : 58 % des jardiniers utilisent des procédés mécaniques et 42 % des produits « bio » en complément des produits chimiques, dont l'utilisation est déclarée surtout « en cas de force majeure ». Les jardiniers sont également demandeurs de connaissances et ils expérimentent : « J'ai mis de l'œillet d'Inde, parce que c'est bon contre les insectes, j'ai essayé aussi les capucines, mais je n'y suis pas arrivée, c'était contre le mildiou ». Toutefois, la suppression complète des produits chimiques implique des efforts – passer plus de temps dans son jardin, tolérer un jardin qui ne soit pas « parfait » – que les jardiniers ne sont pas forcément tous prêts à consentir.

Dans la majorité des cas, les jardiniers se déclarent conscients des risques que représentent les pesticides ; la totalité s'accorde à dire que les produits biologiques sont moins nocifs. Un tiers des jardiniers jugent ces risques peu ou moyennement élevés. Néanmoins, la protection des utilisateurs apparaît insuffisante lors des traitements : à peine 30 % des jardiniers déclarent toujours se protéger et il ne s'agit souvent que du port de gants et parfois de bottes. Les arguments les plus cités pour justifier le peu de protections utilisées sont le sentiment d'une absence de danger, l'absence de contacts directs avec la peau, la faible fréquence des traitements ou encore le fait que leurs connaissances n'utilisent jamais de protection non plus. L'étude a également montré une tendance à traiter de manière curative et à un surdosage des produits, malgré des déclarations allant dans le sens d'un respect des doses appliquées. C'est chez les hommes de plus de 55 ans que l'on retrouve les jardiniers qui ont les pratiques les plus à risque : utilisation plus importante de produits chimiques, dosage approximatif, manque de protection. Les entretiens confirment que les avis sont généralement fondés sur des soupçons – « Je me doute que tous ces produits [...] ce n'est pas bon pour le sol [...] toutes ces maladies que l'on voit maintenant, les cancers qui se développent, tous ces produits n'y sont sûrement pas pour rien » – et qu'il y a un déficit d'informations sur les produits, les risques et les procédures d'homologation.

Par ailleurs, une grande majorité des jardiniers estime que les pesticides en général présentent des risques environnementaux importants, mais ils considèrent pour la plupart qu'ils n'ont aucune responsabilité en termes de pollution de l'environnement, quelles que soient leurs pratiques, et ce d'autant plus qu'ils sont âgés et que ce sont des hommes. La question du devenir des produits périmés et des emballages est problématique : 56 % des jardiniers déclarent jeter directement les emballages dans la poubelle. Aucun des

jardiniers interrogés ne déclare rincer trois fois les contenants comme cela est préconisé. Quant aux résidus de produits, les jardiniers ne savent en général pas comment s'en débarrasser. Interrogés sur l'attribution des responsabilités en termes de protection de l'environnement, les jardiniers mettent volontiers en avant la responsabilité individuelle : « Je crois qu'il faut se remettre en question, à notre petite échelle, si tout le monde fait un peu quelque chose, on arrivera peut-être à un résultat. » Ils insistent sur l'importance de l'éducation pour faire évoluer les pratiques. Le pouvoir politique est en revanche discrédité sur ses capacités d'action et soupçonné de céder aux pressions des industriels. Les jardiniers qui utilisent des pesticides chimiques ont tendance à rejeter l'essentiel de la responsabilité des pollutions sur l'agriculture et ceux qui adoptent des pratiques alternatives sont plus critiques et renvoient la responsabilité sur les autres jardiniers.

Un constat troublant de l'étude est que les jardiniers ne semblent parfois pas établir de lien clair entre ce qu'ils considèrent comme des pesticides et les produits qu'ils utilisent. Pour la majorité d'entre eux, les pesticides sont avant tout des produits utilisés en agriculture intensive, des produits dangereux, loin de ce qu'ils utilisent à la maison. Plusieurs pistes peuvent être avancées pour expliquer cette absence de lien. Les pesticides sont effectivement historiquement liés à la production agricole et la médiatisation des impacts environnementaux et sanitaires des pesticides concerne bien davantage les pratiques agricoles. Avant la campagne de communication du ministère en charge de l'Écologie en 2010 à destination des jardiniers amateurs, aucune sensibilisation ou information n'avait été entreprise auprès de ce public en France. Enfin, la terminologie utilisée pour qualifier les pesticides de jardinage (produits phytosanitaires, phytopharmaceutiques, antiparasitaires) a participé à la confusion et à leur banalisation, tout comme les campagnes de publicité des grandes marques de pesticides qui ont vanté pendant des années les nombreux avantages de ces produits sans jamais faire mention des risques qu'ils représentaient.

Les travaux de Salles et Barrault (2010) ont montré que les perceptions des fonctions du jardinage (esthétique, lien avec la nature, production alimentaire) ainsi que les représentations des pesticides utilisés dans les jardins et des risques qui en découlent ont un impact sur les usages de ces produits. Les auteurs ont souligné le manque de connaissances et d'information sur les risques liés aux produits utilisés et sur les pratiques alternatives, manque en partie dû à la banalisation de ces produits présentés comme inoffensifs et en aucun cas comparables aux pesticides agricoles. Ceci met en avant l'importance d'une information claire et d'un conseil pertinent, qui intègre la question des risques environnementaux et sanitaires de ces produits, auprès des jardiniers amateurs.

Les résultats des enquêtes sociologiques convergent pour mettre en évidence l'importance des représentations dans le choix des pratiques des utilisateurs des pesticides. Ces représentations sont notamment en lien avec les informations qu'ils reçoivent et les réseaux dans lesquels ils s'insèrent.

Analyse des réseaux sociotechniques et économiques

Approches sociologiques du rôle des prescripteurs dans les pratiques de jardinage

Salles et Barrault (2010) se sont intéressés, dans le contexte des pratiques de jardinage, au positionnement, aux discours et aux stratégies des prescripteurs potentiels de pratiques phytosanitaires en réalisant des entretiens qualitatifs auprès de fabricants de produits, distributeurs et presse spécialisée.

Les chiffres de l'Union des entreprises pour la protection des jardins et des espaces publics (UPJ) indiquent que, parmi l'ensemble des ventes de produits de jardin, les pesticides représentent environ 55 % du marché (données 2008). Les fabricants rencontrés durant l'enquête présentent ce marché comme complexe et fluctuant, notamment à cause des conditions météorologiques, de sa lente évolution, de la perte de la « culture du végétal » par les jardiniers, de la concurrence des autres loisirs et des pressions environnementales et sanitaires de la part de la société. Ils estiment toutefois que c'est un marché au potentiel élevé, car c'est un des loisirs préférés des Français, car l'accession à l'habitation individuelle avec jardin est en augmentation et parce qu'il existe encore une partie importante (estimée à 50%) de non-consommateurs à capter.

L'intérêt actuel de la société pour les questions environnementales est considéré par les fabricants de pesticides à la fois comme une contrainte et une opportunité. Les contraintes pour le marché tiennent à la montée des préoccupations liées aux risques sanitaires et environnementaux des pesticides. En réponse, les efforts des fabricants portent sur des innovations de packaging et notamment des contenants pour limiter le contact avec les produits et faciliter les dosages ou l'application (bouchon doseur, pipettes, unidoses), et surtout sur des innovations marketing associées au respect de l'environnement (changement de nom, de couleur sur les emballages). Il s'agit alors davantage d'effets d'annonce ou du recyclage de solutions préexistantes, sans modification de fond des produits phytosanitaires. Les arguments mobilisés par les fabricants pour promouvoir les produits chimiques sont de plusieurs ordres : ils estiment qu'ils sont indispensables pour protéger les végétaux d'une menace permanente, mais aussi pour éviter les problèmes de santé publique (le cas des plantes allergènes comme l'ambroisie est évoqué), pour garantir les récoltes, pour faciliter l'entretien du jardin et finalement pour éviter les pratiques détournées (achat à l'étranger de produits non autorisés en France, par exemple).

La vision des fabricants sur les procédures d'autorisation de mise sur le marché est double : d'une part, le mécanisme de l'homologation permet, selon eux, de garantir l'absence de nocivité sanitaire et environnementale des pesticides, mais d'autre part, ils dénoncent l'excès de sévérité et la lourdeur administrative des réglementations. Les fabricants discréditent par ailleurs les solutions alternatives, évoquant leur moindre efficacité, leur caractère également polluant (exemple de la bouillie bordelaise) et le moindre contrôle réglementaire sur ces produits, assimilés à une concurrence déloyale. Lors des entretiens menés par Salles et Barrault (2010), les distributeurs ont évoqué une possible évolution de la réglementation

vers une obligation de mise sous clé, voire même vers une interdiction de la vente des produits, alors qu'aucun projet de loi n'était en cours⁸⁷. Là encore, on retrouve les mêmes arguments contre ce type d'évolution réglementaire que ceux défendus par les fabricants.

L'analyse des argumentaires permet de penser que les fabricants se sentent investis de missions vis-à-vis des consommateurs, des distributeurs et de la société civile, qu'ils mettent en œuvre *via* différentes actions :

- l'éducation des jardiniers, jugés généralement incompétents, à travers divers moyens : publicités à la télévision, à la radio et dans la presse, internet, numéros verts, présentoirs en magasins, vidéos sur les lieux de vente ;
- la formation des distributeurs, jugés insuffisamment informés, même si des nuances sont faites selon les circuits de distribution. Le diplôme d'applicateur de produits antiparasitaires et assimilés (Dapa)⁸⁸, obligatoire pour les professionnels manipulant des produits phytosanitaires ou biocides, est remis en question en partie parce qu'il n'est pas exigé pour l'ensemble du personnel (un titulaire du Dapa couvre dix agents non certifiés dont il a la responsabilité). Les fabricants jugent donc nécessaire de s'impliquer dans la formation des commerciaux ;
- la diffusion de messages pour contrebalancer la diabolisation des pesticides par les médias et redonner confiance aux consommateurs de pesticides en banalisant leur usage, en minimisant leurs effets potentiels et en endiguant un discours qu'ils jugent catastrophiste et mensonger.

Finalement, la notion de prescription telle que l'emploient les fabricants est apparue à travers l'analyse des argumentaires comme une façon de légitimer leur activité auprès des consommateurs de pesticides, des pouvoirs publics et de la société dans son ensemble. En apportant des conseils d'utilisation, en plus des mentions obligatoires à apposer sur les étiquettes, les fabricants souhaitent montrer qu'ils participent activement à la réduction des impacts environnementaux des pesticides par les jardiniers.

Entre les fabricants et les utilisateurs, la distribution est une interface privilégiée, hétérogène et avec des pratiques commerciales et de conseil spécifiques. Les circuits généralistes – grande distribution, vente par correspondance – représentent 44 % du marché, le reste étant réparti entre les horticulteurs pépiniéristes, les jardinerie et les libres-services agricoles. Les distributeurs spécialisés soulignent un déficit de

87. Depuis, une loi visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national a été adoptée (loi n° 2014-110 du 6 février 2014). Elle prévoit l'interdiction pour les personnes publiques, à partir du 1^{er} janvier 2020, de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques pour l'entretien des espaces verts, des forêts ou des promenades accessibles ou ouverts au public (à l'exception des traitements et mesures nécessaires à la destruction et à la prévention de la propagation des organismes nuisibles) et, à partir du 1^{er} janvier 2022, l'interdiction de la mise sur le marché, la délivrance, l'utilisation et la détention des produits phytopharmaceutiques pour un usage non professionnel (exception faite des traitements et mesures visant à lutter contre les organismes nuisibles).

88. Le Dapa a depuis été remplacé par le dispositif Certiphyto (certificat individuel pour les produits phytopharmaceutiques).

qualité du conseil sur les pesticides chez les distributeurs généralistes. Le marketing est assez agressif au travers de messages publicitaires ou d'offres commerciales incitant à l'achat. En plus de ces messages, souvent joints aux produits, d'autres formes de publicité sont présentes : les têtes de gondoles, les téléviseurs diffusant des spots de publicité, les catalogues et dépliants. Ces pratiques commerciales encouragent l'achat des produits et participent à leur banalisation dans l'esprit des clients. Les conseils délivrés par la distribution concernent surtout le choix des produits et leurs dosages. Peu de mises en garde sont faites sur les risques sanitaires et environnementaux liés aux pesticides, les distributeurs insistant sur le fait de ne pas effrayer les jardiniers en leur tenant un discours trop alarmiste. La très faible disponibilité des vendeurs-conseillers dans les super/hypermarchés, comparée à celle dans les autres types de distribution (MCE, 2006), pose la question de la légitimité des grandes surfaces alimentaires pour distribuer des pesticides aux particuliers. Les distributeurs spécialisés et les libres-services agricoles estiment en revanche avoir un rôle à jouer dans la prescription de bonnes pratiques de jardinage, même s'ils considèrent que la responsabilité est collective et doit être partagée entre tous les acteurs de la filière. Ils défendent le fait que le choix final revient à l'utilisateur. Une part minoritaire des vendeurs estime qu'elle peut apporter directement un diagnostic personnalisé à chaque client et lui recommander le traitement le plus approprié. Mais pour certains magasins, embaucher un conseiller à temps plein pour le rayon des pesticides n'est pas viable économiquement.

La formation initiale des vendeurs est de type baccalauréat, brevet de technicien supérieur ou brevet de technicien agricole, formations qui consacrent peu de temps aux connaissances indispensables à la vente éclairée de pesticides, ce qui confère un rôle important à la formation continue. Selon les entreprises, la fréquence et le contenu des formations internes sont assez variables : certains distributeurs font appel à des associations de protection de la nature, d'autres à des ingénieurs issus de firmes phytosanitaires. Le choix des organismes qui dispensent les formations n'est donc pas anodin. Par ailleurs, Salles et Barrault (2010) ont constaté que le quota d'un employé sur dix titulaire du Dapa était strictement respecté dans les grandes surfaces de bricolage, alors que dans les libres-services agricoles et dans les jardinerie orientées vers les produits biologiques le nombre d'employés possédant le Dapa était supérieur au minimum exigé. Cependant, au moment des pics de ventes de pesticides, les magasins recrutent des vendeurs saisonniers ne possédant pas ou très peu les connaissances requises pour conseiller l'utilisation de produits phytosanitaires.

Les distributeurs restent assez mesurés quant à l'utilisation des produits « bio ». Au niveau de l'organisation des rayons, la partie « bio » est distincte du reste des produits de traitements. Elle est en général moins importante en surface (15 %), ce que déplorent certains fabricants qui estiment qu'ils ne couvrent pas l'ensemble des besoins des jardiniers. Mais la question de leur prix élevé est souvent avancée. Certains distributeurs sont par ailleurs assez critiques, signalant une confusion entre produits « bio », naturels, respectueux de l'environnement... et une désorganisation de la filière des produits biologiques. Ils insistent également sur les

fausses représentations liées au « bio », indiquant qu'il peut être aussi risqué que les produits de synthèse.

Les distributeurs dressent par ailleurs un portrait sévère des jardiniers amateurs qui seraient devenus plus des consommateurs que des passionnés et qui ne prendraient plus de plaisir à s'occuper de leur parcelle, recherchant avant tout l'esthétisme obtenu sans effort. Selon eux, ils n'agissent qu'en curatif et surdosent en général ; ils ne lisent pas les étiquettes ; ils connaissent peu les techniques de jardinage, les produits, les précautions à prendre ; ils recherchent avant tout l'efficacité et la facilité. Les distributeurs constatent également une différence de comportement selon l'âge : les jeunes sont plus sensibilisés aux pratiques alternatives et les personnes plus âgées sont davantage attachées aux marques et prennent peu de précautions lors de l'utilisation des produits. Pour les distributeurs, les jardiniers entre 40-50 ans se détachent, recherchant des produits efficaces et simples d'utilisation. D'après eux, les jardiniers seraient également très demandeurs de végétaux exotiques ou mal adaptés aux conditions pédoclimatiques de leurs régions et ne seraient plus respectueux du rythme des saisons. Dans le jeu complexe des relations commerciales, il reste cependant difficile de savoir si ce sont les jardiniers qui ont poussé les jardinerie à vendre des produits peu adaptés au climat et à la région ou si ce sont les distributeurs qui ont créé ce besoin.

Les distributeurs rejettent la responsabilité environnementale sur le consommateur, censé être informé des risques et faire son choix en connaissance de cause. Ils relèvent des problèmes liés à la réglementation qui, pour certains, est trop souple par rapport à celle s'appliquant aux agriculteurs, au manque de lisibilité des étiquettes ou encore à l'absence de circuits de recyclage des produits non utilisés.

Un autre acteur important est la presse spécialisée dans le jardinage amateur, ces magazines rassemblant plusieurs millions de lecteurs en France. Ce sont pour la plupart des mensuels ou des bimensuels, à l'exception de *Rustica*, le plus ancien, qui est un hebdomadaire. Les entretiens réalisés auprès des quatre principaux magazines du secteur (*Rustica*, *Mon jardin et ma maison*, *L'ami des jardins*, et *Les 4 saisons du jardin bio*) mettent en avant une crise due aux problèmes de financement par les publicités, au vieillissement du lectorat et à l'intérêt grandissant pour le jardinage biologique, qui redéfinit les attentes des lecteurs et harmonise le contenu des magazines. Le lectorat des magazines évolue également, passant de lecteurs traditionnellement masculins et ruraux à des profils plutôt féminins et urbains ou périurbains. Leur âge est sensiblement le même, mais leurs pratiques et leurs relations au jardinage ont évolué. Les lecteurs du magazine *Les 4 saisons du jardin bio* ont un profil différent : ils sont plus techniques, orientés vers le « bio » et la production potagère.

Une certaine contradiction apparaît dans le contenu de la presse spécialisée : si les lignes éditoriales se sont massivement orientées vers le jardinage biologique, des publicités pour des produits chimiques continuent de figurer dans les magazines. Cela peut poser des problèmes vis-à-vis des lecteurs qui considèrent en général qu'une page de publicité est cautionnée par le magazine. Par ailleurs, les visuels des magazines de jardinage présentent en général des végétaux sans défaut, à la

floraison maximale, des pelouses sans « mauvaises herbes ». La presse jardin a ainsi participé à la diffusion de l'image d'un jardin parfait et donc le plus souvent traité chimiquement, qui ne correspond que très peu à la réalité. Les journalistes interrogés sont conscients du rôle que joue la presse dans la recherche permanente d'esthétisme et de perfection. Ils estiment toutefois que sans cet attrait du « beau » les consommateurs n'achèteraient pas les magazines : « Il faut montrer des beaux jardins bien propres et sans dire que des produits sont utilisés ! Alors on ne dit rien, c'est une espèce de non-dit. » Les messages de la presse consistent en des conseils concrets ayant pour objectifs de simplifier la vie du jardinier et encourager l'application des pratiques « bio ». Enfin, les magazines se donnent comme objectif de compenser le déficit de conseils de la distribution. Cependant, les recommandations données apparaissent la plupart du temps déconnectées de la réalité des jardiniers (par exemple, préconiser l'utilisation de purin d'ortie alors que de nombreux lecteurs ne trouveront pas d'ortie à l'état sauvage et que le coût d'achat peut être prohibitif).

Interrogés sur leur vision des jardiniers amateurs, les journalistes de la presse spécialisée en dressent également un portrait sévère, insistant sur le fait qu'ils recherchent un jardinage facile et sans contrainte et qu'ils sont peu soucieux des impacts des produits utilisés. Tout comme les distributeurs, les journalistes ressentent que le jardinage amateur se trouve actuellement dans une période de transition. Plusieurs facteurs sont identifiés comme étant à la source de ses évolutions : l'émergence du jardinage « bio », qui pose toutefois la question du caractère durable de cette « mode » ; l'adéquation entre le mode de vie actuel et le temps passé aux loisirs dont le jardinage ; le changement de pratiques de jardinage vers une recherche de résultats rapides et simples à obtenir.

Sur la base des résultats des enquêtes, Salles et Barrault (2010) ont émis plusieurs recommandations pour les politiques publiques, qui ont alimenté la campagne de communication destinée aux jardiniers amateurs « Pesticides, apprenons à nous en passer ! » initiée en 2010 par le ministère en charge de l'Écologie. Ces recommandations peuvent se résumer en trois points :

- mieux utiliser le potentiel de la distribution comme interface entre les utilisateurs et les produits ; pour cela, il conviendrait de contrôler les contenus des publicités pour les produits à usage amateur, de renforcer la formation des vendeurs, d'encadrer le rôle des commerciaux et de tester les effets de scénarios de réglementations allant de la mise sous clé des produits à leur retrait ;
- informer sur les risques sanitaires et environnementaux liés aux pesticides en insistant sur l'argument de la protection de la santé (qui semble plus efficace que celui de la protection de l'environnement), en incitant à plus de tolérance envers les imperfections des jardins, en mobilisant les associations de jardinage et en clarifiant les messages brouillés qui émanent de différentes sources ;
- renforcer la légitimité et encadrer davantage les solutions alternatives en encourageant la recherche et le développement sur ce type de solutions et en encourageant les institutions publiques à donner l'exemple en mettant en œuvre ces solutions.

Rôle du conseil agricole dans la diffusion et l'adoption d'itinéraires techniques intégrés pour le colza

Valantin-Morison *et al.* (2007) ont analysé le rôle du conseil agricole dans la diffusion et l'adoption de pratiques innovantes. Pour cela, des entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès de 21 acteurs du développement agricole, issus de chambres d'agriculture, d'instituts techniques, de coopératives, de négociants, de cabinets indépendants et de firmes agrochimiques, et ce dans deux régions productrices de colza, la Bourgogne et le Poitou-Charentes. Les enquêtés ont été interrogés sur les objectifs guidant les prescriptions phytosanitaires.

Le premier objectif affiché du conseil agricole est d'aider les agriculteurs à dégager les meilleurs résultats économiques et d'appliquer pour cela les techniques les plus appropriées. Deux types d'argumentaires ont été mis en évidence : viser des rendements élevés, et pour cela prévenir les risques de pertes en recourant aux pesticides, et choisir la technique la moins coûteuse à court terme, par exemple la lutte chimique au lieu de la lutte mécanique. Depuis la fin des travaux de Valantin-Morison *et al.* (2007), le conseil pour le recours à des outils mécaniques de désherbage s'est néanmoins très largement répandu dans les brochures techniques des instituts et a été relayé par les conseillers des chambres d'agriculture. Mais les arguments évoqués précédemment restent fréquents chez les technico-commerciaux des coopératives et des négociants. Le souci d'être conforme aux obligations réglementaires est aussi présent et se manifeste encore davantage dans les enquêtes plus récentes, réalisées dans le cadre d'un projet du ministère chargé de l'Agriculture (Pinochet *et al.*, 2012). Ainsi, dans les coopératives et les négociants, les recommandations sont assorties d'un rappel de bonnes pratiques et de recommandations. Le deuxième objectif affiché est d'accompagner les agriculteurs pour réduire leurs charges, notamment en ce qui concerne les produits phytosanitaires. Différentes propositions sont faites pour l'atteindre : utiliser des variétés résistantes, adapter le produit utilisé au niveau de risque, augmenter les seuils de traitement. Le troisième objectif mentionné vise à diminuer la pression ou les dégâts des bioagresseurs pour réduire l'utilisation des produits phytosanitaires. Pour cela, il est proposé de changer l'itinéraire technique. Cette démarche n'est jamais proposée par les conseillers-vendeurs, qui estiment ne pas disposer d'assez de références sur les résultats d'itinéraires techniques alternatifs.

Des outils d'aide à la décision sont disponibles pour permettre l'élaboration du conseil. Ils sont de trois grands types : les modèles épidémiologiques pour la prévision de l'évolution des populations de bioagresseurs en fonction des conditions climatiques, les bulletins d'avertissements agricoles qui s'appuient sur les résultats de modèles, sur des suivis de parcelles et sur les informations émanant de réseaux de techniciens (le BSV est un exemple) et les documents techniques. Dans les chambres d'agriculture, la priorité est donnée aux outils tels que les kits de diagnostic au champ (« kit pétales » pour le sclerotinia, « cuvette jaune » pour les insectes, « diacol » pour un diagnostic élargi), permettant de raisonner localement les traitements. Dans les coopératives et les négociants, les outils sont liés au raisonnement et à la justification des pratiques, tel le registre phytosanitaire. Mais dans les deux cas, on raisonne le traitement, voire on le justifie, et jamais on ne raisonne en amont les moyens

d'éviter l'apparition du bioagresseur ou la réduction des dégâts, ce qui serait susceptible d'éviter le traitement pesticide. L'enquête montre qu'il n'existe guère d'outils permettant d'optimiser l'itinéraire technique pour limiter la pression des bioagresseurs. Donc, en résumé, on constate que l'offre actuelle de conseil est largement dominée par les technico-commerciaux des coopératives et des négoce, et les prescriptions ont souvent trait au raisonnement des traitements ; le conseil agricole en France encourage peu les agriculteurs à adopter des itinéraires techniques intégrés et les outils d'aide à la décision disponibles ne permettent pas une approche globale de l'itinéraire technique.

En suivant Meynard *et al.* (2003), Valantin-Morison *et al.* (2007) recommandent que les services de conseil offerts aux agriculteurs ne se situent plus uniquement au niveau tactique, qui correspond à une adaptation des pratiques pour un couple culture/ravageur à un stade donné de la culture, mais s'élargissent à un raisonnement stratégique mené pour la durée de la campagne, ou à plus long terme, et pour un îlot de parcelles, voire une petite région. Cet élargissement de l'objet du conseil devrait induire une modification de la place de l'agriculteur dans la relation au conseiller. La relation d'exécutant à concepteur devrait évoluer vers une relation de coproduction : l'agriculteur devrait épauler le conseiller dans le diagnostic et la conception des itinéraires techniques, du fait de sa connaissance des conditions locales (conditions pédoclimatiques, pressions parasitaires, environnement parcellaire). Les travaux de Pinochet *et al.* (2012), à partir d'enquêtes sur les freins à l'adoption d'itinéraires techniques intégrés réalisées auprès de conseillers agricoles et d'agriculteurs, ont montré que, pour chaque acteur du conseil, les phases d'apprentissage et de partage de connaissances sur le fonctionnement des couples culture/bioagresseurs et sur les pratiques alternatives sont primordiales pour favoriser l'adoption d'itinéraires techniques économes en pesticides.

En résumé, Valantin-Morison *et al.* (2007) ont montré une inadéquation du conseil agricole à la mise en œuvre de pratiques permettant de réduire les traitements phytosanitaires. Un manque de connaissances des pratiques alternatives est noté chez les conseillers qui sont également des commerciaux, dont l'argument de vente principal semble être le maintien de hauts niveaux de rendement. Ces derniers sont majoritaires dans l'offre de conseil actuellement disponible pour les agriculteurs. Les outils d'aide à la décision utilisés et disponibles semblent également inadéquats : ils favorisent une gestion tactique des bioagresseurs et non un raisonnement stratégique sur le système de culture et sur des échelles spatiales plus larges, permettant une meilleure maîtrise des bioagresseurs sur le long terme. Une remise en question du conseil agricole tel qu'il est organisé actuellement semble donc nécessaire pour favoriser un changement de pratiques.

Analyse du positionnement des acteurs et de leur organisation pour la gestion des campagnols terrestres

Le cas de la gestion des campagnols permet d'analyser l'ensemble du système sociotechnique entourant les agriculteurs, dans l'optique du développement de pistes de gestion intégrée. S'inspirant des principes de l'ethnologie du travail et de

la notion de « savoir-faire incorporé » d'Ingold (1987), Michelin *et al.* (2012) ont combiné plusieurs approches pour analyser les jeux d'acteurs autour de la gestion des campagnols terrestres :

- une analyse historique de la lutte contre le campagnol en Franche-Comté, à partir de documents scientifiques et de programmes d'actions ;
- une phase d'observation participante auprès des techniciens Fredon, des scientifiques de l'université de Besançon et du Service régional de l'alimentation (SRAL) lors de leurs travaux d'observation des populations, d'expérimentation de différentes méthodes de gestion ou de lutte, ainsi que lors de leurs actions d'accompagnement des agriculteurs ou de réunions d'animation ;
- des entretiens ouverts et semi-directifs auprès de ces mêmes personnes ainsi que des agriculteurs impliqués dans la zone expérimentale de « Charquemont lutte anti-campagnols » (Clac), lieu concret de mise en œuvre de différents outils de gestion intégrée des pullulations.

La lutte contre le campagnol en Franche-Comté est passée d'une logique curative au maximum de la crise à une logique préventive. Les phases identifiées dans l'Ain concernant l'évolution des postures de gestion des campagnols terrestres se retrouvent ici. De 1978 à 1998, le campagnol était considéré comme un ravageur des cultures et traité comme tel. La méthode de lutte préconisée apportait une réponse technique « simple et unique » : l'empoisonnement à la bromadiolone. Les réactions hostiles des associations environnementalistes et de chasseurs ont pris une telle ampleur que cette stratégie a été abandonnée. Dans les années 1990, les spécialistes d'écologie du paysage et de dynamique des populations ont commencé à s'intéresser aux mécanismes à l'origine des pullulations (Delattre *et al.*, 1992). Ils ont élaboré une méthode nouvelle d'estimation des populations, la méthode indiciaire, à partir de la densité de tumuli. Grâce à ces nouveaux modes d'estimation, ils ont mis en évidence la dimension cyclique du phénomène de pullulation et distingué les foyers de démarrage des foyers de diffusion des populations. Depuis le début des années 2000, les scientifiques ont collaboré avec les techniciens Fredon pour mettre en œuvre un ensemble d'outils s'appuyant sur des expérimentations. L'objectif est d'agir durant les phases de basse densité pour enrayer la hausse prévisible des populations, en combinant des interventions directes sur les populations de campagnols par piégeage ou par empoisonnement, et indirectes en favorisant les prédateurs (re-création d'une mosaïque paysagère bocagère, installation d'éléments attracteurs comme des perchoirs pour les rapaces), tout en perturbant les campagnols (retournement et mise en culture temporaire d'une proportion significative de prairies, augmentation de la charge de pâturage dont le piétinement casse les galeries, diminution de la fertilisation des prairies qui réduit la ressource alimentaire de ces rongeurs). Cette évolution correspond à un changement de paradigme, de la lutte chimique curative vers une posture préventive. Elle a aussi réintroduit l'agriculteur comme partenaire de la gestion des campagnols. En effet, l'agriculteur modifie la dynamique des populations *via* ses pratiques et il est donc indispensable de l'associer à l'élaboration et à la mise en œuvre de méthodes de lutte adaptées au contexte local de son exploitation et du paysage environnant. Cela a induit une sorte de « bricolage expérimental » (Meulemans, 2011) entre les chercheurs et les techniciens à la fois biotechnique, afin de définir les domaines de

validité des théories scientifiques, et social puisque la mise en œuvre de ces préconisations nécessitait un contrat d'engagement entre le technicien et l'agriculteur.

Ce changement de rapport à la lutte a aussi eu un impact très fort sur le statut et les compétences des techniciens. Le fait de devoir mettre en place des expérimentations a modifié les profils d'embauche et les a rapprochés des scientifiques spécialistes d'écologie du paysage et de dynamique des populations. Le modèle conceptuel de la lutte nécessitant des suivis réguliers des prairies, les techniciens et les chercheurs ont mis au point une méthode d'observation à l'échelle des communes et des paysages, la méthode par score, plus rapide que la méthode indiciaire qui n'est valable qu'à l'échelle de la parcelle. La répétition de ces observations leur a permis d'aiguiser leur regard et de développer une capacité d'observation systémique et multisensorielle de leur environnement (Meulemans, 2011), ce qui en retour a renforcé leur crédibilité auprès des agriculteurs avec lesquels ils ont pris l'habitude de co-construire les protocoles et les observations. Les techniciens ont cherché à transmettre leur savoir-faire aux agriculteurs, individuellement et collectivement, lors de réunions et de visites sur le terrain ; ils ont alors été confrontés à la difficulté de mettre en place des protocoles nécessitant une observation régulière et attentive des prairies, habitude que les éleveurs n'avaient pas développée.

Dans cette opération, la posture des techniciens s'est révélée ambivalente puisqu'ils se sont à la fois trouvés dans la situation d'accompagnement des agriculteurs, afin d'élaborer une stratégie adaptée à leurs attentes, et dans une posture d'autorité, puisque le plus souvent ils avaient davantage de connaissances dans la détection des indices sur le terrain que les agriculteurs. Le nombre de contrats signés est resté modéré, le frein principal étant, d'après les agriculteurs, la complexité de la démarche. Le passage d'une stratégie d'action directe à une stratégie d'anticipation n'est pas évident, d'autant que les personnes refusant de s'engager ne le font pas forcément toutes pour les mêmes raisons (Morlans, 2011b). Les techniciens ont donc besoin de mieux comprendre la façon dont les agriculteurs perçoivent les pullulations, comment ils construisent leurs modèles explicatifs et comment ils intègrent ces éléments dans la conduite de leur exploitation. En parallèle, pour s'engager plus massivement dans la démarche, les éleveurs ont besoin de mieux comprendre les préconisations que leur font les techniciens, comment ils construisent les modèles de gestion qu'ils proposent et sur quelles normes, cela afin de pouvoir disposer d'éléments concrets sur lesquels fonder leurs échanges. Ainsi, le technicien n'est pas là pour diffuser une connaissance, mais pour co-construire avec l'éleveur un projet de gestion à l'interface de leurs attentes et besoins respectifs.

Michelin *et al.* (2012) ont aussi étudié la manière dont les techniciens assurent l'accompagnement des agriculteurs pour la mise en œuvre d'une gestion intégrée en Auvergne, où la démarche commençait, pour ensuite la comparer avec la Franche-Comté, où la démarche était plus avancée. Une première investigation a été menée afin de mieux cerner les besoins des techniciens Fredon et des conseillers agricoles en Auvergne en termes de connaissances théoriques et techniques sur la biologie du campagnol terrestre et sur les principes et méthodes de gestion intégrée. En Auvergne, une différence entre les techniciens récemment recrutés et ceux disposant d'une expérience plus ancienne (au moins 15 ans) a été notée.

Les jeunes techniciens considèrent que leur rôle est de diffuser des connaissances et des techniques auprès des agriculteurs, alors que les techniciens plus aguerris ont une vision plus « ouverte » de leur métier et de la relation aux agriculteurs, comme en témoigne ce propos : « Le métier a pas mal changé, avant on donnait des recettes, et aujourd'hui, on accompagne les agriculteurs dans leurs choix. » Deux visions du métier se font donc face ici : l'une diffusionniste, de type *top down*, l'autre interactionniste, ou de dynamique d'accompagnement. Cependant, la différence n'est pas si nette et tous les techniciens Fredon ont bien conscience que leur rôle ne se limite pas à transmettre des recettes. Ils soulignent l'importance de la relation et du rôle de lien qu'ils jouent entre agriculteurs et collectivités. Mais ils doivent se débrouiller seuls, sans appui technique dans leur structure, et au final cinq des six enquêtés se déclarent intéressés par une formation pour combler leurs lacunes dans le domaine de la biologie du campagnol et de l'écologie des pullulations.

En Franche-Comté, région ayant connu des épisodes de crise très violents ces dernières décennies, les techniciens de la Fredon et de la Fédération départementale des groupements de défense contre les organismes nuisibles (FDGDON) ont développé des pratiques d'accompagnement *in situ* des agriculteurs et d'échanges autour de situations concrètes en bord de parcelle. C'est le dialogue entre pairs qui est favorisé, afin de faire émerger des solutions collectives au travers de « dialogues entre agriculteurs qui présentent et confrontent leurs expériences ». Si les techniciens peuvent organiser et conduire ce dialogue, c'est aussi parce qu'ils collaborent étroitement et de longue date avec la recherche scientifique spécialisée dans le domaine de la gestion intégrée et des méthodes préventives. La situation est donc différente de l'Auvergne, où les techniciens ont peu de contacts avec les chercheurs. La démarche des techniciens francs-comtois se rapproche des principes de Darré *et al.* (2004) et du Groupement d'expérimentation et de recherche pour un développement agricole local (Gerdal). Cependant, le processus s'est trouvé confronté, après une phase de mobilisation financière et humaine sans précédent entre 2002 et 2006, à une phase de réduction des budgets et des postes qui a conduit à la démobilisation des personnes engagées et, par contrecoup, des agriculteurs.

À partir de ces expériences, des outils de dialogue et d'analyse, partant des intérêts de chaque acteur, ont été élaborés par Michelin *et al.* (2012) pour aider les agriculteurs et les conseillers à mieux formaliser leurs idées et leurs pratiques concernant l'exploitation agricole et la gestion du campagnol. Sur ces bases, une méthode d'analyse agro-anthropologique en trois temps a été construite :

- une analyse de l'exploitation agricole et de l'impact du campagnol sur son fonctionnement. L'objectif était d'apprécier des fragilités vis-à-vis des pullulations en fonction des caractéristiques du système de production, d'identifier des capacités d'adaptation et des marges de manœuvre techniques et d'apprécier l'adéquation des méthodes de gestion du ravageur à ce contexte. Dans chaque zone d'étude, une typologie des systèmes a été élaborée (Girard, 2004) au regard de leurs marges de manœuvre techniques pour l'adoption d'une démarche de gestion raisonnée ;
- une étude de la façon dont l'agriculteur ou le technicien perçoit les pullulations et construit ou non une stratégie de réponse (critères pris en compte et motivations) ;

– une combinaison des deux approches afin de mettre en perspective les systèmes perceptifs avec les systèmes de production et les espaces territoriaux. La mise en relation des propos des acteurs avec leur dimension matérielle (localisation des pullulations, structures paysagères, déploiement des pratiques agricoles sur le territoire, choix de stratégies techniques) était destinée à évaluer la part d'arguments techniques et non techniques dans l'adoption ou le rejet des différentes méthodes de lutte possibles.

Ces éléments étant difficiles à appréhender, un travail a été fait sur la mise au point de supports de discussion non verbaux combinant plusieurs outils d'analyse. À titre d'exemples, des outils cartographiques (orthophotoplan, carte topographique, plan parcellaire) destinés à faciliter la localisation des problèmes ont été combinés avec des cartes mentales que l'interviewé dessine pour décrire l'organisation de son exploitation ou de son territoire et avec des catalogues de photographies de parcelles plus ou moins envahies, qui aident à apprécier son degré d'expertise et les niveaux de seuil au-delà desquels il considère que la pullulation est problématique. En parallèle, les attentes des techniciens en termes de formation ont été analysées et un contenu expérimental de formation destiné à les aider à passer d'une stratégie de lutte curative à une posture préventive a été élaboré. Michelin *et al.* (2012) ont proposé, en complément, une formation à la posture réflexive et à la conduite de réunions pour permettre aux techniciens d'accéder à une approche du système qui soit plus globale, avec une réflexion sur la posture du conseiller dans sa relation au monde agricole. Ils ont également élaboré un projet de formation à l'accompagnement des dynamiques collectives, pour permettre aux conseillers d'acquérir des outils et des compétences leur permettant d'accompagner les agriculteurs et autres acteurs dans la recherche concertée de solutions adaptées aux spécificités locales.

En complément de l'élaboration des outils de diagnostic et à la demande d'agriculteurs qui voulaient s'engager dans une gestion raisonnée collective des campagnols terrestres (essentiellement les producteurs de lait en AOC Comté), un réseau d'observation des pullulations a été mis en place en 2007 par la FDSEA et la FDGDON. L'analyse de Michelin *et al.* (2012) de deux zones de ce territoire ayant adopté des stratégies différentes, le plateau de Brénod et le plateau d'Arandas dans le Bugey, montre que le dispositif d'observation des populations de campagnols ne s'est pas appuyé sur les mêmes réseaux sociaux. Sur Brénod, le protocole d'observation a été porté par le réseau des éleveurs laitiers en AOC Comté, qui entretient des liens sociaux très forts autour de la filière lait « AOC Comté », mais sans proximité géographique. Sur Arandas, les éleveurs sont inscrits dans un réseau hétérogène, mais néanmoins connecté et développé autour d'une multitude de liens variés : coopératives d'utilisation de matériel agricole (Cuma), sociétés d'intérêt collectif agricole (Sica), etc. Ainsi, les éleveurs ont développé des solidarités qui renforcent leur structure locale. Les uns (éleveurs d'Arandas) s'opposent aux habitants non agriculteurs de leur commune et les autres (éleveurs de Brénod) s'opposent aux autres groupes de producteurs. La comparaison de ces deux situations contrastées montre l'influence du système local de relations sur les processus de prises de décision et de position des éleveurs. Cela permet également de distinguer la proximité organisationnelle de la proximité géographique,

la première étant instituée sur les interactions qui se nouent dans le partage des mêmes espaces de rapports selon des logiques d'appartenance et de similitude, la deuxième impliquant des liens et séparations en termes de distance dans l'espace géographique. À Brénod, où les sous-groupes sont faits de liens forts, mais ne communiquent pas ou peu entre eux, les agriculteurs ont du mal à adapter leurs pratiques et, dans le cas du campagnol, cette absence d'échanges a freiné la diffusion de nouvelles pratiques. À Arandas, les agriculteurs sont liés par une multitude de relations qui favorisent l'échange d'informations et de connaissances. Ces liens faibles favorisent la diffusion des idées et des innovations au-delà du sous-groupe dans lequel elles ont pris naissance.

Le dispositif d'observation des pullulations mis en place ne dépasse pas les limites du sous-groupe des producteurs laitiers dans lequel il a pris naissance. Michelin *et al.* (2012) en ont analysé les raisons. Certains éleveurs, impliqués dans le réseau syndical de la FDSEA et en lien avec la chambre d'agriculture, considèrent ces organisations professionnelles agricoles comme un maillon essentiel. Pendant longtemps, ces structures ont en effet été les modèles du conseil agricole pour ceux qui souhaitent s'agrandir et améliorer la productivité de leur exploitation agricole. Bien que ces structures aient évolué vers des fonctionnements et des orientations jugés plus « politiques » par de nombreux agriculteurs, elles restent pour certains les seuls moyens de maintenir une cohésion et du collectif dans une profession qui rend les rencontres interprofessionnelles difficiles, et s'en désengager ne peut que constituer un frein à toute action collective. Les éleveurs qui, à l'inverse, ont choisi de sortir de ces réseaux officiels ne se sentent pas pour autant individualistes, comme le montre la multitude de liens qu'ils ont tissés. Les orientations politiques et économiques qu'ils attribuent à la FDSEA et à la chambre d'agriculture vont à l'encontre de ce qu'ils peuvent attendre d'une aide ou d'un conseil dans leur métier d'éleveur. Ils ont donc développé leurs propres réseaux de conseil et de services, qui se substituent aux réseaux officiels qu'ils considèrent trop fermés à la diversité des exploitations agricoles. L'analyse montre ainsi que pour mettre en œuvre un réseau d'observation il est nécessaire d'établir des liens de confiance avec tous les agriculteurs, quel que soit le réseau auquel ils appartiennent ; cela plaide pour une dissociation claire entre la fonction d'animation syndicale et celle d'accompagnement à la lutte raisonnée, qui doit avoir un caractère purement technique. L'analyse montre aussi l'importance de l'identification des réseaux sociotechniques les moins fermés, c'est-à-dire ceux tissés sur une multitude de liens faibles, qui favorisent le dialogue entre les groupes et l'ouverture vers de nouvelles connaissances et de nouvelles techniques.

Michelin *et al.* (2012) ont mis en évidence un changement de posture dans l'appréhension des pullulations de campagnols terrestres par les chercheurs et les techniciens : le passage d'une logique curative à une logique préventive a été observé. Ce changement de paradigme implique l'acquisition de nouvelles connaissances par les conseillers agricoles, mais aussi un changement de posture dans leurs relations avec les agriculteurs : il s'agit de co-construire avec eux de nouvelles solutions. Pour cela, Michelin *et al.* (2012) ont mis au point, d'une part, des outils d'analyse et d'échange et, d'autre part, une formation

pour les techniciens, soulignant le rôle du dialogue entre pairs et l'importance des actions collectives pour accompagner le changement de pratiques. Ces travaux ont également mis en exergue l'importance des réseaux sociaux dans la mise en œuvre d'actions collectives. L'origine et la multiplicité des liens entre agriculteurs ont une influence forte sur la diffusion des connaissances et des informations, la proximité géographique ne garantissant pas l'existence d'un réseau fonctionnel. Pour mener à bien une action collective, il est donc nécessaire d'identifier et de prendre en compte ces liens et les éventuelles oppositions entre groupes.

Rôle des prescriptions dans la réduction d'utilisation des pesticides en viticulture

Pour mettre en évidence le rôle des prescriptions et leurs limites, ainsi que leur appropriation, Nicourt *et al.* (2007) ont mobilisé des approches et des analyses utilisées en ergonomie⁸⁹ avec une application aux pratiques phytosanitaires des viticulteurs. En ergonomie, les prescriptions sont jugées comme étant des marques d'autorité qui renvoient à deux catégories complémentaires : les prescriptions descendantes, issues d'une autorité (exemple de la réglementation), et les prescriptions remontantes, avec des origines multiples (épreuves du travail, collectifs de pairs ou autres collectifs co-construisant le travail, voisins, clients...) (Daniellou et Six, 2000).

Les prescriptions descendantes ont une origine externe au groupe concerné. Il peut s'agir d'instruments au service d'autorités privées (cahiers des charges) ou d'instruments publics (réglementation). Les cahiers des charges sont en général mis en œuvre sous la pression de l'aval, avec pour objectif, dans le cas de la viticulture, une segmentation de la qualité du vin et une différenciation de la rémunération des viticulteurs selon ces qualités. Ils orientent le travail des viticulteurs à différents niveaux :

- un cadrage temporel, qui a pour objectif de faciliter la réception du raisin à la cave lors de la vendange. De ce fait, il structure en amont le travail annuel du viticulteur et donc l'organisation de ses traitements ;
- un cadrage spatial, qui inscrit le travail dans différents espaces. Il a pour objectif de classer les parcelles en fonction de critères qualitatifs correspondant à la segmentation des vins ;
- un cadrage des performances, qui positionne le produit dans différentes catégories à l'aide de techniques de contrôle qualitatif telles que le « Grapscan ».

Le cahier des charges est donc une trame de travail qui guide l'action tout en permettant son évaluation et en incitant à la performance. Notamment, il précise l'utilisation de certains intrants (dont les pesticides) au travers de calendriers de traitements pour garantir la qualité du raisin livré à la cave. Mais si les prescriptions

89. L'ergonomie est l'étude scientifique de la relation entre l'homme et ses moyens, méthodes et milieux de travail.

sont parfois adaptées au territoire d'une coopérative, elles ne tiennent en général pas compte de la particularité des parcelles (type de sol, microclimat, âge et vigueur de la vigne), ni du matériel dont dispose le viticulteur. Dans ce cas, le cahier des charges ne participe pas activement à la réduction de l'utilisation des pesticides, mais organise leurs usages pour livrer des raisins conformes à des lots de qualité (Nicourt et Girault, 2011). L'État émet quant à lui des avis concernant la protection phytosanitaire, qui peuvent concerner des obligations de traitement : c'est le cas des traitements contre la cicadelle, vecteur de la flavescence dorée.

Les prescriptions remontantes proviennent d'abord des collectifs de travail et plus particulièrement des échanges entre pairs, dénommés « prescriptions réciproques » par Hatchuel (1996). Elles sont le fruit d'échanges d'expériences, elles-mêmes issues des épreuves individuelles (Daniellou, 2002). Pour Weller (1998), ces prescriptions révèlent une co-construction de la conception du travail en viticulture. Les caves communales constituent un modèle de groupes professionnels locaux, qui ont développé sur leurs territoires des manières de penser et d'agir dans lesquelles chacun se reconnaît. Le territoire communal apparaît ainsi comme un cadre de co-construction de savoir-faire, car chacun peut y observer l'autre (Wenger, 1998). Les pratiques des viticulteurs apparaissent modulées par les expériences familiales, par la prise en compte des pairs et par les conseils des techniciens. Les notions de « beau travail » et de « sale boulot », utilisées par Nicourt *et al.* (2007), sont construites par les jugements des pairs et constituent des « genres », c'est-à-dire des façons de travailler collectivement partagées. Dans ce cadre, la représentation des usages des pesticides induit un discours critique mettant en évidence des clivages dans les pratiques, intégrant des enjeux sociaux. L'appréciation de l'esthétique de la vigne participe également au jugement du « beau travail » réalisé par le viticulteur. Un modèle s'est construit autour notamment de la maîtrise du désherbage, comme témoin des compétences du viticulteur. Aujourd'hui encore, certains viticulteurs et techniciens restent influencés par ce modèle. La question de la pertinence de ce critère esthétique au-delà des pairs est toutefois posée. La modération d'usage des pesticides mélange à la fois l'appréciation esthétique du travail et le jugement de l'engagement du viticulteur dans son travail pour « bien faire ».

Quand la préoccupation est de fournir un raisin sain à la cave et que l'usage raisonné des pesticides n'est pas à l'ordre du jour, les techniciens conseillent la pleine dose homologuée. L'usage des pesticides est donc un usage « de sécurité », tant que le coût n'est pas prohibitif. Cependant, parce que la réduction des traitements n'entraîne pas les problèmes sanitaires attendus, une dynamique progressive de limitation des dosages et des fréquences peut se mettre en place pour réduire les coûts. Les traitements systématiques sont remplacés par de la surveillance ciblée qui leur permet de retarder les interventions, limitant ainsi le nombre de traitements. Néanmoins, parce que le risque de déclassement du raisin le jour de la vendange est toujours présent, ces évolutions sont limitées. Le regard des populations d'origine non agricole, qui ont un poids de plus en plus important dans les communes, a également un impact : les riverains, qui critiquent les traitements, gênent, voire culpabilisent celui qui traite. Face à cela, les viticulteurs ne modèrent

pas pour autant l'usage des pesticides, mais en modifient plutôt les modalités : ils limitent le port de combinaisons et de masques et augmentent les traitements nocturnes pour se soustraire à la visibilité publique.

L'appropriabilité des prescriptions est très dépendante des situations et des pratiques. Ainsi, par exemple, dans les caves coopératives du Languedoc-Roussillon, les viticulteurs qui exercent leur métier à plein temps sont minoritaires ; la majorité des viticulteurs sont doubles actifs ou retraités, le travail viticole n'étant pas au cœur de leur activité. L'hétérogénéité de cette population au sein des coopératives se traduit par des conceptions et des pratiques d'usage des pesticides assez diverses. Cela peut prendre, par exemple, la forme d'une action préventive plutôt que curative : les viticulteurs gèrent le risque en adoptant une périodicité fixe de traitement, plutôt qu'en cherchant à repérer les symptômes d'invasion pour évaluer le danger. Certaines prescriptions descendantes liées à la notion de qualité posent problème, car elles peuvent renvoyer à un usage systématique des pesticides.

Les normalisations, qui s'ajoutent aux relations avec les négociants et avec les autres viticulteurs aux situations sociales contrastées, sont à l'origine de tensions sociales. En effet, les démarches de réduction d'utilisation des pesticides participent à la mise en place de nouvelles hiérarchies. Lorsqu'elles vont à l'encontre de la notion du « bien travailler » construite territorialement, elles clivent les sociétaires des coopératives. Pour les techniciens, les difficultés résultent de stratégies distinctes d'usage des pesticides. D'un côté, les traitements systématiques sont issus d'histoires sociales territorialisées autant que de contraintes d'organisation du travail. De l'autre, les pratiques plus flexibles sont mises en place par ceux qui n'ont pas été impliqués depuis le départ, comme les néo-ruraux, et qui s'autorisent à forger leurs propres expériences.

La modération de l'utilisation des pesticides implique aussi un renversement de l'orientation des prescriptions. Dans un contexte où les agents qui encadrent l'activité agricole et les intérêts économiques ont longtemps « poussé aux traitements », la pertinence de leurs prescriptions est désormais remise en cause. On peut toutefois noter que les caves coopératives se sont dissociées des coopératives d'approvisionnement, qui vendent les intrants et notamment les pesticides. Les autorisations de mise sur le marché, issues des procédures d'homologation des pesticides, demeurent incompréhensibles pour les viticulteurs. Une même substance active peut ainsi être autorisée contre un ravageur pour une catégorie de plantes cultivées et non pour une autre. Quant aux prescriptions associées à l'homologation des produits, elles reportent sur les viticulteurs les risques qui peuvent advenir de leur manipulation (Jas, 2010). Les viticulteurs ont l'impression que les prescriptions d'usage des pesticides protègent les intérêts des groupes phytopharmaceutiques plutôt que l'environnement ou leur santé. L'organisation du système prescriptif s'en trouve d'autant décrédibilisée à leurs yeux. Devant des propositions prescriptives identifiées davantage comme des politiques d'affichage que comme des outils d'aide à l'action, les viticulteurs se désresponsabilisent pour les uns et se démobilisent pour les autres. La portée des démarches engagées s'en trouve d'autant limitée.

La recomposition du milieu rural, avec une régression du poids démographique des viticulteurs, se traduit dans des modifications de leurs manières de travailler (Damette et Scheibling, 1995). L'usage des pesticides change de sens : d'outil de protection sanitaire du vignoble, il se transforme en source de risques sanitaires pour les populations du territoire (Nicourt et Girault, 2009). Cet usage pose désormais la question de la relation entre santé au travail et santé environnementale, au travers des techniques de protection et de leur visibilité publique. Aussi, les viticulteurs procèdent souvent à des traitements de nuit, autant pour des raisons climatiques que pour limiter les réflexions des riverains. Ils prennent ainsi un risque accru. En effet, comme l'ont montré des travaux, on observe une moindre résistance des travailleurs, lorsqu'ils sont soumis à des ambiances toxiques nocturnes (Teiger *et al.*, 1982). Sur le plan psychique, un mécanisme de défense individuel et collectif intervient. Il permet au travailleur de mettre à distance, voire de dénier la situation de risque dans laquelle il se trouve (Dejours, 1980). Lorsque les viticulteurs sont interrogés sur cette question, ils expriment autant leurs doutes que leurs craintes. Ils indiquent alors les carences, en termes d'information publique, à propos de la toxicité des produits utilisés et de leur impact sur leur santé. La plupart ont l'expérience de nausées, de maux de tête et de vomissements après des traitements, considérés comme des maux ordinaires d'un travail exposé aux pesticides (Nicourt et Girault, 2013).

Nicourt *et al.* (2007) ont étudié deux types de prescriptions présentes en viticulture, des prescriptions descendantes, qui proviennent de textes réglementaires (normalisations publiques) ou de cahiers des charges (normalisations privées), et des prescriptions remontantes. Quand il s'agit de cahiers des charges privés, les prescriptions descendantes semblent plutôt liées à la qualité des vins et sont peu exigeantes en matière d'impact environnemental. Les prescriptions remontantes, provenant d'échanges entre pairs au niveau local, induisent des manières de faire soumises à une certaine pression sociale (notions de « beau travail » et de « sale boulot »), qui était jusque-là peu favorable à la réduction d'utilisation des pesticides. La diminution de la part de la population viticole en milieu rural et l'arrivée de néo-ruraux ouverts à d'autres manières de faire peuvent changer la donne. Le risque sanitaire lié aux pesticides peut constituer un levier, même si les viticulteurs ont des réactions de déni face à ce risque.

Analyse des organisations marchandes en lien avec les différentes qualifications environnementales du vin

Avec une approche d'anthropologie économique, Teil *et al.* (2007) ont analysé le fonctionnement des organisations marchandes des différentes qualifications environnementales en viticulture (Teil, 2013 ; Teil *et al.*, 2009). Pour cela, ils ont réalisé une étude empirique sur les façons de produire, de commercialiser et d'acheter les vins, en Languedoc-Roussillon et Pays de la Loire. Des entretiens (individuels ou collectifs, 231 entretiens impliquant 281 personnes) ont été conduits auprès d'acteurs liés à la production, la commercialisation ou l'encadrement institutionnel des vins à qualité environnementale : producteurs, distributeurs, responsables des pouvoirs publics, instances de certification, journalistes, restaurateurs,

consommateurs et firmes phytosanitaires. L'étude ne s'est pas centrée sur les freins et résistances, c'est-à-dire sur les arguments avancés pour « ne pas faire » et ne pas mettre en œuvre de pratiques respectueuses de l'environnement, mais au contraire sur les façons de « faire » et de prendre en compte la qualité environnementale des vins. Des articles de journaux, rapports, réglementations, etc. liés à la qualité environnementale des vins ont également été collectés. L'analyse du corpus d'entretiens et de la documentation a permis d'identifier trois organisations de marché mises en place par les acteurs : le « bio »⁹⁰, la viticulture raisonnée et, de manière plus inattendue, les vins de terroir. Chaque organisation de marché diffère par le type de qualité environnementale qu'elle reconnaît, mais l'ajustement entre les qualités gustatives et environnementales y est aussi déterminant.

L'organisation marchande « bio » se constitue dans les années 1970-1980 en mettant en avant une forte dimension éthique avec des implications de politique économique. Les réseaux « bio » encouragent l'économie de proximité ou la confiance qui réduit de très nombreux coûts. Le vin constitue un des produits de l'offre « bio », avec quelques marques locales et quelques AOC de grande notoriété. Mais ces circuits n'écoulent que très peu de vins et les producteurs « bio » vendent aussi très souvent leur production dans les circuits habituels de commercialisation des vins. Cette organisation change avec le succès rencontré par le label agriculture biologique (AB) à l'export. La qualité certifiée permet un allongement des réseaux de distribution et une augmentation de l'exportation qui ajoute aux réseaux de distribution « bio » locaux une filière fortement exportatrice de vins souvent également certifiés en AOC. Alors que les marchés viticoles connaissent des crises régulières, des incitations financières amènent de nouveaux producteurs souvent en mal de débouchés commerciaux à se convertir. Deux visions de la certification s'affrontent alors :

- un « bio plus que bio », tiré par les quelques qualifications, Nature et Progrès et surtout Demeter, qui ont résisté à la création du label AB ; cette démarche abrite un lieu de discussion, de recherche et d'expérimentation, où l'on pousse toujours plus loin la question du respect de l'environnement et de son application à la viticulture ;
- un « bio attaché au label » et interprété comme un investissement à valoriser sur un marché (Teil, 2012a, 2014 ; Teil et Barrey, 2009).

L'offre grossit, mais la demande à l'export est plutôt à la baisse avec un boycott (notamment de la part des pays scandinaves) des produits français en raison de la poursuite du programme nucléaire et le regroupement des deux Allemagnes qui s'accompagne d'une diminution des importations de vins. La demande nationale, elle, ne bouge pas : les consommateurs ne voient pas l'intérêt du vin « bio », car le vin est « par essence » un produit naturel de leur point de vue ; de plus, le vin « bio », qui ne cherche pas à faire reconnaître sa qualité gustative en soumettant ses produits à la critique, jouit d'une réputation de mauvais vin. Les nouveaux

90. Teil *et al.* (2007) ont choisi le terme d'organisation marchande « bio » en référence aux « philosophies bio » et non pas seulement à la certification qui en est une des composantes. Le terme est flou et connote ainsi la variété des interprétations qu'en font les acteurs qui se réclament du « bio ».

convertis éprouvent des difficultés à vendre leurs produits qu'ils écoulent sans pouvoir faire valoir leur certification. La commercialisation devenant de millésime en millésime plus difficile, des producteurs cherchent à se différencier par une meilleure offre qualitative. Certains tentent de faire valoir une différence gustative auprès des circuits de distribution « bio », ce qui ouvre deux voies différentes. D'un côté, les producteurs considèrent les qualifications environnementale et gustative comme deux choses totalement indépendantes et cherchent à commercialiser de bons vins dans les circuits « bio », ou bien des vins à label « agriculture biologique » dans les circuits traditionnels ; de l'autre, ils considèrent au contraire que la qualité « bio », plus « naturelle », des vins a un impact sur sa qualité gustative. Cependant, le lien entre les deux n'est pas une évidence, mais une potentialité à concrétiser. Les deux qualités sont hybridées et mises en valeur dans des circuits de distribution spécifiques, mis en place par les nouveaux vins de terroir.

L'agriculture raisonnée propose une qualité environnementale alternative au « bio » qui rejette à la fois sa vision « altermondialiste » et le principe de précaution envers les produits de traitement de synthèse. L'agriculture raisonnée a conjugué au départ la diminution des traitements pour des raisons environnementales et la recherche de l'amélioration des savoir-faire professionnels, un peu à la manière dont se sont créés les réseaux de producteurs « bio ». Mais rapidement, de nouveaux adhérents aux associations sont venus chercher un signe de différenciation à faire valoir sur les marchés. Ils ont apporté un nouvel élément de discussion, une nouvelle exigence : l'agriculture raisonnée et donc les cahiers des charges en discussion doivent être rentables, valorisables sur les marchés. Or, les qualifications « agriculture raisonnée » n'apportent pas de plus-value en prix, mais plutôt une garantie de professionnalisme du producteur. Des tensions ont émergé dans les associations. L'avènement de la certification nationale « agriculture raisonnée »⁹¹, issue des négociations entre le gouvernement et les syndicats a engendré un mécontentement généralisé et une désaffection de ces associations (Teil *et al.*, 2011). L'agriculture raisonnée n'a cependant pas disparu, elle a été reprise dans les volets « environnement » des cahiers des charges de certification de qualité industrielle.

Quoiqu'en très fort conflit, les collectifs marchands « bio » et « agriculture raisonnée » présentent des similitudes. Les pionniers de ces collectifs ont tous développé une attention envers les pratiques respectueuses de l'environnement en dehors de considérations de profit. Ils voulaient améliorer leur savoir-faire, diminuer l'utilisation de produits dangereux, devancer une réglementation voire la pousser. Ce n'est qu'ensuite, une fois que les « bio » ont obtenu la reconnaissance du label AB et que Terra Vitis⁹² a commencé à être connue qu'un autre usage du label est apparu, soulevant des questions nouvelles dans les deux collectifs :

91. La certification nationale sera abrogée par la mise en place de la certification environnementale des exploitations agricoles.

92. La charte Terra Vitis, élaborée par des viticulteurs du Beaujolais en 1998, est considérée comme la première démarche de viticulture durable en France. <http://www.terravitis.com/>

il s'agissait de valoriser une qualification considérée comme un investissement sur le marché. Il semble cependant que, dans le cas du « bio », les viticulteurs qui venaient chercher des débouchés pour leur production grâce à la certification aient été moins nombreux que les anciens et nouveaux producteurs défendant une éthique environnementale – notamment en dénonçant l'irruption de ces nouvelles stratégies marchandes dans le « bio ». Dans le cas de Terra Vitis, la dynamique a été différente, avec une majorité des producteurs attirés par la promesse de débouchés.

Les deux organisations de marché précédentes, le « bio » et l'« agriculture raisonnée », forment deux collectifs qui se constituent autant sinon plus en se différenciant l'une de l'autre qu'en mettant en avant un contenu ou une interprétation unifiée. La troisième organisation, celle des vins de terroir, est née aussi à partir d'une volonté de différenciation, mais en dehors des questions environnementales, avec la revendication d'une qualité artisanale multiple, variée, opposée à l'industrialisation de la production. Les questions environnementales ont surgi plus tard pour opposer deux conceptions du terroir (Barrey et Teil, 2011 ; Teil, 2011a et b, 2012b ; Teil *et al.*, 2010). La qualité de terroir peut être vue comme une partition, le terroir, jouée par un interprète, le vigneron. Certains cherchent à faire valoir la qualité du vin à travers la qualité de l'interprète, d'autres à partir de celle de la partition. Dès lors, les pratiques respectueuses de l'environnement apparaissent comme autant de ressources à mettre en œuvre pour renforcer l'expression du terroir. Elles modifient les notions de qualité des vins et de leurs appréciations, ce qui induit des conflits au sein des AOC accusées de s'industrialiser et de perdre leur concept fondateur de terroir. Elles renouvellent aussi leurs circuits commerciaux en intéressant les amateurs aux nouveaux enjeux qualitatifs. Quoique rejetés parfois lors des dégustations d'agrément AOC et obligés de sortir en « vins de table », les vins issus de cette organisation se vendent à des prix élevés, sans comparaison avec les vins de table que cette catégorie désigne habituellement. Ces vins de table « de luxe », encore peu nombreux, représentent néanmoins un début de menace pour les AOC dont ils minent la capacité à désigner les vins de qualité. Bien qu'ils ne se vendent pas comme des vins à qualité environnementale, ils font pourtant naître auprès des producteurs et des acheteurs un intérêt pour les pratiques de production, et tout particulièrement les pratiques respectueuses du terroir au nombre desquelles l'agriculture raisonnée, l'agriculture biologique et surtout l'agriculture biodynamique, considérées comme des moyens nécessaires à l'élaboration d'une qualité de terroir. Les vins de terroir induisent donc une hybridation entre les qualités environnementale et gustative assez proche de celle des vins « bio ». Ces produits sont sans doute aujourd'hui les plus capables de créer un véritable intérêt des amateurs pour les vins « bio ». Mais il faut sans doute prendre au sérieux la menace qu'ils font peser sur les AOC quitte, peut-être, à réviser la séparation qu'elles ont instaurée entre qualité organoleptique et environnementale.

En relation avec ces circuits marchands diversifiés, il est important d'analyser la prise en compte des notions de « qualité environnementale » des vins. On constate qu'il n'existe pas une, mais plusieurs qualités environnementales, dont les définitions sont ajustées à des choix éthiques ou économiques des circuits considérés. Ainsi, en fonction des revendications des producteurs qui sont « bio » soit par respect de la

nature ou du terroir, soit pour des raisons sanitaires, ou encore qui sont respectueux de l'environnement par éthique ou intérêt commercial, les calculs économiques ne sont pas les mêmes, ce qui explique en partie les débats sur le coût du « bio ». Les pratiques « bio » peuvent être considérées comme un devoir moral ; elles peuvent aussi être considérées comme nécessaires pour obtenir une qualité de terroir. Dans ces deux cas, elles font partie des charges ordinaires et ne présentent pas un surcoût. Elles peuvent, au contraire, être vues comme une surcharge imposée par une certification. Dans chacun de ces cas, l'affectation des coûts est différente. Par ailleurs, le degré d'expertise des vignerons « bio » a un impact direct sur leurs performances agronomiques. La confrontation entre ceux qui veulent tirer un profit marchand de la qualité environnementale et ceux qui le font par éthique ne va pas sans mal. Les seconds accusent les premiers de pervertir les qualifications en en faisant des qualifications marchandes ; les premiers cherchent au contraire à obtenir des prix plus élevés pour leur production certifiée. Ceci aboutit à une situation, où les vins élaborés selon des pratiques environnementales extrêmement rigoureuses, selon une démarche éthique très lourde, sont souvent moins chers que ceux qui obtiennent une qualification « bio » en respectant le minimum de critères imposés par le label AB.

Mais la qualité environnementale n'est pas la seule à structurer les marchés : son ajustement avec la qualité gustative est déterminant et complexe. Il importe de distinguer ceux qui pensent que le terroir est garanti par les AOC ou que le bon goût l'est par l'agrobiologie et ceux qui considèrent au contraire que ces liens entre goût et terroir d'un côté, goût et agrobiologie de l'autre, ne sont que des potentialités à concrétiser. Des circuits marchands ont été créés et fonctionnent, mais ils restent limités par de multiples problèmes de communication entre producteurs, distributeurs et consommateurs. Les producteurs tentent de les surmonter en multipliant les formes de vente et le contact direct avec les consommateurs, mais avec un effet limité. Le marché vinicole peut donc tirer vers le haut à la fois la production et la vente de vins élaborés selon des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Cependant, ce n'est pas cette qualité environnementale qui fait l'objet des transactions, mais la qualité gustative du vin. Néanmoins, les vins « naturels » et de terroir contribuent à remettre en cause l'idée très présente chez les consommateurs selon laquelle les vins sont « naturellement » naturels. Il est probable, dès lors, que les acheteurs de vin deviennent plus sensibles aux questions environnementales et épousent l'élan créé notamment par le Grenelle de l'environnement.

Si un tel élan, facilité par une variété de qualifications environnementales, existe, il faut commencer à penser la hiérarchisation de ces qualifications, tout en ménageant la diversité des approches qu'elles proposent. Les différentes voies inventées par les viticulteurs sont, pour l'instant, parfois divergentes, du fait notamment de la forte opposition des théories agronomiques sur lesquelles elles se fondent. Elles forment essentiellement deux catégories :

- l'utilisation de pesticides de moins en moins polluants, de moins en moins dosés et aux applications de plus en plus raisonnées pour éliminer les ravageurs et les maladies ;
- le rejet des pesticides de synthèse, la généralisation des équilibres biologiques comme outil de contrôle des maladies et des ravageurs.

Les travaux de Teil *et al.* (2007) ont permis de mettre en avant les voies originales développées par les acteurs de la production et de la commercialisation des vins à qualité environnementale, pour faire valoir cette qualité sur un marché qui ne la valorise pas en tant que telle. Ainsi, en associant les qualités environnementales et gustatives, les acteurs du « bio » ont réussi à élargir leur demande et à profiter de l'organisation marchande des vins de terroir pour communiquer avec le public. Si les vins issus de l'agriculture raisonnée n'ont pas trouvé de valorisation auprès des consommateurs, ce type d'agriculture s'est maintenu. Enfin, pour les acteurs des vins de terroir, la protection de l'environnement ou plutôt la protection du terroir s'avère un moyen indispensable pour parvenir à une production de qualité. Les théories agronomiques, et en particulier le positionnement vis-à-vis de l'emploi des pesticides, constituent un facteur explicatif important de cette diversité des voies inventées par les viticulteurs.

Conclusion sur les analyses sociologiques et anthropologiques

Les travaux financés dans le cadre du programme Pesticides ont permis de montrer l'importance des perceptions et des représentations des agriculteurs dans leur choix de pratiques de protection des cultures. Ces représentations sont liées à plusieurs éléments : le contexte social et historique, l'information disponible pour l'agriculteur et les réseaux sociaux dans lesquels il est impliqué. Ces conclusions rejoignent ainsi celles de Compagnone *et al.* (2011) qui postulent que les agriculteurs s'orientent d'autant plus facilement vers un modèle de production que celui-ci repose sur une image proche de celle qu'ils ont d'eux-mêmes, qui dépend de leurs expériences et de leurs ressources. La mise à disposition d'informations relatives aux risques liés à l'utilisation des pesticides et à l'efficacité des pratiques alternatives est donc cruciale.

Le conseil agricole a un rôle important à jouer dans l'adoption de pratiques économes en pesticides : tel qu'il est organisé actuellement, il laisse beaucoup de place au conseil privé et ne favorise pas les transitions vers de nouvelles pratiques. Une évolution est donc nécessaire, pour garantir son indépendance et pour favoriser un changement de posture des conseillers au travers de formations intégrant des aspects techniques (pratiques alternatives, approche globale des exploitations, connaissance de la dynamique des bioagresseurs) et des aspects sociologiques (de la diffusion de connaissances à l'accompagnement au changement). L'étude du cas particulier des jardiniers amateurs a abouti à des conclusions similaires sur l'impact du conseil et des représentations sur le choix de pratiques.

Les collectifs et groupes de pairs jouent également un rôle majeur. La nécessité de liens multiples entre agriculteurs pour assurer la fonctionnalité des réseaux a été soulignée. Il est alors important d'identifier ces réseaux pour s'appuyer sur eux lors de la diffusion d'innovations. Comme évoqué, les innovations les plus rapidement adoptées par les agriculteurs sont celles qui se rapprochent le plus de leurs pratiques courantes. La consolidation des changements passe par une appropriation des innovations qui nécessite leur adaptation au contexte d'application.

Par ailleurs, les prescriptions descendantes (issues de la réglementation ou de cahiers des charges) semblent peu à même de favoriser les transitions et d'impulser des changements durables des pratiques s'ils ne s'appuient pas sur les dynamiques locales : les changements doivent être ancrés sur le territoire.

La valorisation économique des efforts environnementaux consentis semble devoir passer soit par des labels suffisamment prescriptifs pour permettre une différenciation des produits, soit par des démarches identitaires, où le producteur s'adresse aux consommateurs partageant les mêmes valeurs que lui. L'étude des organisations de marché montre un manque de valorisation de la qualité environnementale et souligne la nécessité de coupler cette qualité avec d'autres propriétés, comme la qualité organoleptique. Le développement de démarches de réduction des pesticides demande ainsi la redéfinition de filières intégrant la qualité environnementale, les filières actuelles semblant peu adaptées.

Analyses économiques des déterminants des changements de pratiques

Une grande majorité des travaux économiques réalisés sur la thématique des pesticides se sont inscrits dans le courant néoclassique⁹³ de la micro-économie (Barbier *et al.*, 2005). Ces travaux ont montré que l'utilisation des pesticides était économiquement rationnelle, du fait de leur efficacité technique pour un coût faible et de l'absence d'alternatives simples et efficaces. De plus, ces produits ont une faible élasticité-prix : une augmentation de leur prix n'aurait pas d'effets sur le court terme, mais plutôt sur un moyen ou long terme, car réduire la consommation implique une adaptation importante des systèmes. La sur-utilisation des pesticides est un résultat de l'aversion au risque de l'agriculteur qui veut s'assurer contre une chute de revenu, et ce d'autant plus que le prix de vente de la production est élevé. L'adoption de pratiques économes en produits phytosanitaires a par ailleurs un coût : elle nécessite un temps de travail accru (dû au temps d'acquisition de nouvelles connaissances/compétences, au temps de surveillance des parcelles, à l'augmentation du nombre de travaux mécaniques), elle implique des coûts liés à l'augmentation des analyses et de la demande de conseils et est plus exigeante en connaissances par opposition aux pratiques conventionnelles qui reposent sur des routines bien établies. Enfin, ces pratiques nécessitent d'être combinées et leurs performances ne sont pas encore bien connues. Dans ce contexte, Bougherara *et al.* (2014) se sont intéressés à l'aversion au risque des agriculteurs et Sutan *et al.* (2014) au consentement des acteurs à réduire les pesticides dans le cas particulier de la viticulture, pour mettre en avant des leviers permettant de réduire l'utilisation des pesticides.

93. Le courant néoclassique se fonde sur quatre postulats : les phénomènes économiques peuvent et doivent être étudiés à l'aide des mêmes méthodes que les phénomènes physiques ; les agents sont rationnels, leurs préférences peuvent être identifiées et quantifiées ; les agents cherchent à maximiser l'utilité des biens consommés, tandis que les entreprises cherchent à maximiser leur profit ; les agents agissent chacun indépendamment, à partir d'une information complète et pertinente.

Rôle de l'aversion au risque des agriculteurs dans l'utilisation de pesticides en grandes cultures

Différentes approches de l'aversion au risque en économie

Bougherara *et al.* (2014) ont fait un bilan des différentes méthodes pour appréhender l'aversion au risque des agriculteurs, les regroupant en approches économétriques (déduction de l'aversion au travers de la mesure des comportements observés – méthodes indirectes ou des préférences « révélées ») et approches expérimentales (mesure de l'aversion par des méthodes expérimentales en proposant des choix de loteries – méthodes directes ou des préférences « déclarées ») (Gassmann, 2012, 2014 ; Nauges *et al.*, 2012a). Les premiers travaux économétriques (Just et Pope, 1978) ont eu pour objectif d'identifier l'espérance et la variance de la production en fonction des intrants, sans intégration des préférences face au risque. Plusieurs études ont montré que les pesticides diminueraient le risque de perte de production, de sorte que l'aversion au risque devrait entraîner une surutilisation de ces derniers. Cette approche renseigne sur les choix des agriculteurs en matière de lutte contre le risque, mais ne permet pas d'identifier les préférences intrinsèques des agriculteurs vis-à-vis du risque. L'évaluation de ces préférences dans une population d'agriculteurs par des méthodes économétriques reposant sur des observations (préférences révélées) passe par la compréhension des liens de causalité entre préférences et choix de production. Différentes approches économétriques peuvent être appliquées, pouvant aboutir à des conclusions différentes en fonction de la méthode utilisée. L'aversion pour le risque a très tôt été étudiée à l'aide de méthodes expérimentales, l'agriculture ayant été le premier terrain d'étude. Binswanger (1980) a ainsi montré à partir d'enquêtes auprès d'agriculteurs que plus le niveau des paiements augmente, plus l'aversion au risque des individus augmente. Malgré ce travail pionnier, l'économie agricole a délaissé cette méthode directe de mesure de l'aversion au risque pour se concentrer sur les méthodes de préférences révélées à partir de données de choix de production.

Ce n'est que récemment que des travaux ont renouvelé la mesure expérimentale de l'aversion au risque des agriculteurs grâce à des protocoles originaux s'appuyant sur l'économie expérimentale. L'étude des liens entre aversion au risque et adoption de technologies est également relativement récente. La littérature met en avant la difficulté à identifier correctement et de façon précise les préférences vis-à-vis du risque à partir d'observations sur les choix réels des agriculteurs. Les résultats de ces travaux semblent être très dépendants des approches utilisées : ainsi l'aversion apparaît plus forte avec des préférences déclarées (approche expérimentale) qu'avec des préférences révélées (méthode indirecte). Plusieurs éléments peuvent expliquer ces différences : certains auteurs suggèrent que l'aversion au risque mesurée par des approches expérimentales correspond à l'aversion au risque pure alors que les préférences révélées mesurent de l'aversion au risque de marché (c'est-à-dire qui intègre certaines contraintes qui s'imposent aux agriculteurs). Il n'y a aucune raison *a priori* pour qu'elles coïncident. L'identification de la structure des préférences vis-à-vis du risque à partir de données

de production agricole repose souvent sur des sources d'information trop faibles pour permettre une estimation économétrique fiable.

Analyse par la méthode des préférences révélées de l'utilisation des intrants

Bougherara *et al.* (2014) ont réalisé une analyse statistique et économétrique des conditions de production en grandes cultures, à partir des données du Réseau d'information comptable agricole (Rica), qui fournit des indications relatives à la productivité et au potentiel de réduction de risque de certains intrants agricoles, en particulier les pesticides (Nauges *et al.*, 2012b et c). Deux grands types de production ont été considérés : les céréales et les oléagineux. Une analyse statistique détaillée a porté sur les surfaces et le nombre d'exploitants concernés par région, puis sur le rendement de ces cultures. Une analyse économétrique des conditions de production a été menée à partir des données de rendement, de surface et d'intrants agricoles utilisés. L'approche de Just et Pope (1978) a été mobilisée afin de déduire des possibilités de contrôle du risque de production par les agriculteurs, *via* la modulation du niveau des intrants. Cette analyse a été menée pour sept régions couvrant la majeure partie du quart nord-est de la France métropolitaine.

Les données Rica sont apparues trop peu précises pour identifier correctement l'influence des intrants sur le risque, en raison de l'absence d'une comptabilité analytique par culture et d'une estimation des quantités d'intrants uniquement à partir des dépenses, seules informations disponibles. L'application de la méthode des préférences révélées à la production céréalière dans le département de la Meuse (région Lorraine), à partir de données plus précises, a permis de montrer que la sensibilité des niveaux de production totale des cultures étudiées (blé, orge et colza) à l'utilisation des intrants est limitée (les pesticides fournissant par exemple environ 0,1 % de production supplémentaire lorsque leur utilisation augmente de 1 %). Cependant, l'effet des intrants sur la variance du niveau de production apparaît plus marqué. Ces estimations confirment que les pesticides réduisent de façon significative le risque de baisse de production, et ce avec un caractère plus marqué pour une culture plus intensive en pesticides comme le colza.

Mesure des préférences déclarées des agriculteurs par des méthodes expérimentales

Bougherara *et al.* (2011) ont utilisé les méthodes de l'économie expérimentale pour mesurer les préférences pour le risque de 30 agriculteurs dans la région Centre. Un modèle théorique permettant l'estimation structurelle de paramètres décrivant les préférences des agriculteurs a été utilisé. Un questionnaire d'enquête a été construit proposant des choix entre loteries, c'est-à-dire un ensemble de situations possibles (en précisant les probabilités d'occurrence) avec des gains, voire des pertes et des risques plus ou moins importants. Les sujets sont incités à faire des choix réels : en effet, une loterie est tirée au sort parmi les loteries choisies par le sujet, est jouée puis payée réellement. Les choix des sujets révèlent ainsi leurs préférences pour le risque. Les résultats indiquent que la « théorie des perspectives

cumulées » (*Cumulative Prospect Theory* ou CPT, Tversky et Kahneman, 1992) décrit le mieux les comportements des agriculteurs.

Les agriculteurs éprouvent une faible aversion au risque et une aversion à la perte ; c'est-à-dire qu'ils perçoivent plus fortement le désagrément d'une perte que l'agrément d'un gain de même ampleur. Ils ont tendance à déformer les probabilités en surestimant les petites probabilités et en sous-estimant les probabilités élevées. Par ailleurs, les préférences pour le risque semblent varier selon le contexte (risque sur les prix ou risque sur le rendement). Cependant, les résultats sont dépendants des modèles choisis et, l'échantillon étant petit, il est nécessaire d'être prudent dans l'analyse des résultats. Afin de mesurer les préférences face au risque et à l'ambiguïté, un questionnaire d'enquête en trois parties a été élaboré (Bougherara *et al.*, 2012 ; Gassmann, 2014) : la première partie comprend des choix de loteries pour expliciter les préférences pour le risque et l'ambiguïté, la deuxième des questions sur l'exploitant et son exploitation et la troisième des questions sur la production (assolements, production, intrants, données économiques). Il a été distribué auprès de 198 agriculteurs de la région Champagne-Ardenne. Comme dans l'enquête dans la région Centre, une méthode de choix de loteries a été utilisée, mais ici sur les questions du risque et de l'ambiguïté dans le domaine des gains et des pertes. Un modèle de préférence de type *Second Order Effect* a été testé pour tenir compte de l'ambiguïté, avec distinction des domaines de gain et de perte *via* un modèle de type CPT. Les résultats montrent une aversion au risque et à l'ambiguïté dans le domaine des gains et des pertes. Comme pour la région Centre, les agriculteurs distordent les probabilités objectives d'occurrence des événements en surestimant les probabilités faibles et en sous-estimant les probabilités élevées. De plus, le modèle d'utilité a été étendu et a permis de révéler un point de référence positif, ce qui signifie que les agriculteurs considèrent comme des pertes les montants de gains inférieurs à ce point de référence. Cela montre, d'une part, que le point de référence, résultant des anticipations des individus et qui influe sur les préférences, n'est pas forcément nul et, d'autre part, que des montants objectivement positifs peuvent être malgré tout perçus comme des pertes par les agriculteurs.

Les résultats acquis par Bougherara *et al.* (2014) tendent à montrer dans la plupart des cas une aversion au risque des agriculteurs, une aversion à la perte et une tendance à surestimer les faibles probabilités et à sous-estimer les fortes probabilités. De plus, il existerait un montant en deçà duquel les gains sont considérés comme des pertes par les agriculteurs.

Consentement à la réduction de l'utilisation des pesticides en viticulture

Suite à l'essor de l'économie expérimentale depuis les années 1960, un certain nombre d'études proposent d'analyser le consentement à payer (CAP) pour les produits respectueux de l'environnement (Sutan *et al.*, 2014). Cela consiste à créer, dans un cadre contrôlé, des situations économiques réelles de façon à pouvoir observer les comportements économiques des participants. Leurs décisions et

leurs réactions face à une variation des paramètres environnementaux font ensuite l'objet d'analyses et de tests statistiques. Concrètement, en économie expérimentale, les CAP des consommateurs pour un produit sont mesurés au travers du montant maximum qu'un individu est prêt à payer pour acquérir le produit considéré. Des techniques expérimentales de mesure des vrais CAP ont été mises en place (Lusk *et al.*, 2005). Les deux procédures les plus courantes de révélation des CAP sont l'enchère de Vickrey (1961) et celle de Becker *et al.* (1964), dite « BDM » du nom de ses auteurs (Becker, DeGroot, Marschak). Ces enchères se font sous pli fermé. Dans l'enchère de Vickrey, le produit est attribué au plus offrant, mais au prix correspondant à la seconde meilleure offre. Dans celle de BDM, le prix de vente effectif est tiré au sort et tous les consommateurs ayant fait des offres supérieures se voient attribuer le produit et tous ceux ayant fait des offres inférieures ne l'obtiennent pas. Ainsi, le consommateur est incité à révéler son vrai CAP, car s'il offre plus, il risque de payer le produit plus cher, et s'il offre moins, il risque de perdre le produit.

Majoritairement, les études proposant d'estimer le CAP des produits sans pesticides se focalisent sur des produits frais, avec potentiellement des risques sanitaires plus élevés et ne permettent donc pas de déterminer dans quelle mesure les consommateurs valorisent l'aspect sanitaire ou l'aspect environnemental d'un point de vue plus général. Dans le secteur du vin, les études menées ne démontrent pas la valorisation des caractéristiques environnementales. Ainsi, l'utilisation d'un label environnemental est inutile lorsque les vins sont perçus comme des vins de mauvaise qualité (Loureiro, 2003). L'utilisation de la certification n'engendre donc pas systématiquement la valorisation du produit (Delmas et Grant, 2008). La question de l'incitation des producteurs à s'impliquer durablement dans la réduction de l'utilisation des pesticides se pose puisque l'utilisation des pesticides équivaut à une assurance de coût très faible et qui garantit un certain rendement ; plus on monte dans la gamme des appellations, moins le producteur a intérêt à réduire son utilisation de pesticides, car les risques de perte seraient trop importants. Ainsi, le producteur doit pouvoir disposer d'une assurance alternative : soit les consommateurs acceptent de payer une prime pour les vins sans pesticides, soit les pouvoirs publics concèdent des aides suffisantes à la mise en place de productions respectueuses de l'environnement.

Dans ce contexte, Sutan *et al.* (2014) ont cherché à comprendre comment les consommateurs perçoivent et valorisent l'engagement environnemental d'un producteur lors des diverses étapes de leur cycle de consentements (figure 7.8). Lorsque le consommateur est mis en contact avec une information sur un vin, cela peut se produire de deux manières différentes : soit c'est le produit du hasard, soit le consommateur a lui-même fait des recherches afin d'accéder à cette information. Dans le premier cas, le consommateur commence à former une croyance sur le vin, sur la base de ses repères préexistants ; dans le deuxième cas, ce sont ces repères qui l'ont poussé à réviser ses croyances en cherchant de l'information additionnelle. Dans les deux cas, il doit donc consentir à croire, ou à accepter de recevoir des informations sur le vin. Ce consentement peut être mesuré par des expériences de terrain.

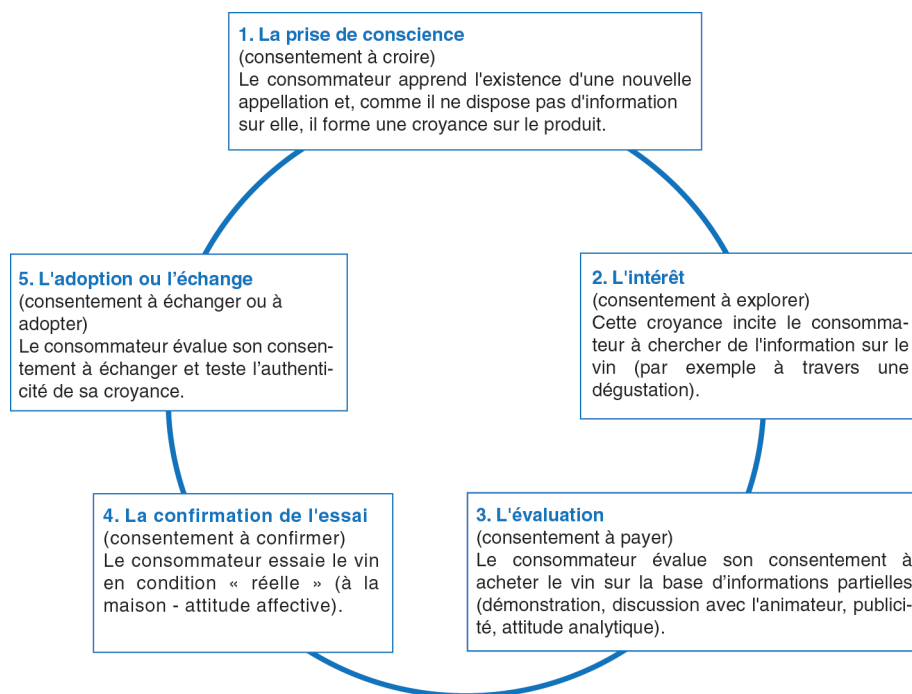


Figure 7.8. Cycle de consentements de la part du consommateur (Sutan *et al.*, 2014).

Dans le cas d'une croyance d'acceptation, la prise de conscience se transforme en intérêt et le consommateur consent à explorer. Il adopte alors une attitude analytique en s'exprimant sur son CAP pour ce vin : il compare dans le magasin le prix affiché avec le prix qu'il serait prêt à payer voire le met dans son panier. Dans le cas d'un produit pour lequel les deux premières étapes de consentement sont franchies, il est rare que le cycle ne se poursuive pas ; en effet, les vins bénéficient généralement, de par leur côté « plaisir », d'un CAP élevé (en quantité, fréquence ou prix) et d'une prime à l'attrait de la nouveauté. L'attitude analytique se transforme en attitude affective lorsque le produit est à nouveau essayé et lorsque le consommateur consent à confirmer son choix en le présentant à son entourage ou en acceptant de le réessayer dans son environnement habituel. Lorsque ce vin entrera dans les habitudes, que l'achat sera réitéré, le consommateur aura consenti à l'adopter, aura confirmé sa croyance. Sinon, le vin sera échangé contre un autre, sur la base d'un calcul d'équivalence soit en termes monétaires, soit sous forme de troc. Ces travaux montrent que l'intérêt des consommateurs est lié à leur perception des risques engendrés par ces produits sur la santé humaine et au différentiel entre le prix de ces produits et le prix des produits issus d'une agriculture plus conventionnelle. Ils confirment les résultats de travaux précédents (Eom, 1994 ; Florax *et al.*, 2005 ; Magnusson et Cranfield, 2005 ; Misra *et al.*, 1991).

L'importante question de la capacité des signaux formalisant des informations sur le produit à modifier la perception du consommateur persiste. Ainsi, Sutan *et al.* (2014) ont conduit en 2011 une étude afin de mieux connaître la percep-

tion des consommateurs vis-à-vis de différents logos environnementaux et les attentes qu'ils engendrent. Lors d'une séance en laboratoire, 127 consommateurs de vin venant de Dijon et son agglomération ont répondu à un questionnaire portant, d'une part, sur leur perception de 14 logos (Agriculture biologique, AOC, AOP, Biodyvin, Terra Vitis, Demeter...) et, d'autre part, sur leurs attitudes vis-à-vis du vin. Les consommateurs devaient lister tous les critères qu'ils prennent généralement en compte dans une situation d'achat de vin habituelle. En ce qui concerne leur perception vis-à-vis des mentions portant sur la durabilité (environnement, pesticides...), ils ont été tout d'abord amenés à évaluer sept logos parmi les 14 présentés et à exprimer leurs attentes par rapport à des vins portant ces logos. Ils ont ensuite été soumis à un travail d'association de mots, au cours duquel ils devaient lister les premières idées leur venant à l'esprit en lisant « Vin et environnement ». Enfin, un test de notoriété a été mené : pour chacun des logos évalués, les consommateurs devaient répondre par oui ou non à trois questions : « Avant aujourd'hui, aviez-vous déjà vu ce logo ? Selon vous, est-ce que ce logo est important pour les consommateurs lorsqu'ils achètent du vin ? Est-ce que ce logo pourrait influencer votre choix lors de l'achat d'une bouteille de vin ? » Les résultats ont montré que les réponses des consommateurs pour les trois logos concernant l'agriculture biologique (logo agriculture biologique français, nouveau logo agriculture biologique européen introduit en 2010, ancien logo agriculture biologique européen) ont clairement différencié. Les consommateurs ont déclaré que les bouteilles de vin portant le logo français et l'ancien logo européen sont des produits biologiques, naturels, sans produits chimiques. Dans le cas de l'ancien logo européen, quelques consommateurs ont indiqué qu'il s'agissait de vins produits dans des pays européens. Par ailleurs, le nouveau logo européen a été associé aux mots liés à la nature et l'environnement, mais la plupart des consommateurs ne l'ont pas associé à un produit biologique ou respectueux de l'environnement. Les consommateurs ont déclaré qu'il s'agissait de vins produits dans l'Union européenne. Cette étude exploratoire qualitative souligne le besoin d'informer les consommateurs sur la signification des logos.

Pour explorer les attitudes des consommateurs vis-à-vis du vin et de l'environnement, un questionnaire sur le comportement environnemental a été développé sur la base de celui de Lea et Worsley (2008). Les consommateurs devaient indiquer la fréquence avec laquelle ils effectuent chacun des comportements évalués en utilisant une échelle en quatre points (« jamais », « rarement », « parfois », « souvent », avec une option « sans objet »). Un quiz de connaissance sur le vin, sur les habitudes d'achat et de consommation et sur les attitudes vis-à-vis du vin a également été construit. Des analyses statistiques ont été réalisées sur les données recueillies, de manière à identifier des profils d'attitudes en fonction des caractéristiques sociodémographiques. Les résultats ont montré que la majorité des consommateurs interrogés semblaient agir en faveur de l'environnement dans leur vie de tous les jours. Une grande majorité des participants ont déclaré adopter « souvent » et « parfois » des comportements en lien avec la préservation de l'environnement. Les comportements les plus souvent effectués sont associés avec un gain économique, par exemple « économiser l'eau », « économiser l'électricité ». Le groupe se composant d'une proportion plus importante de femmes et de personnes plus

âgées se distinguait par une exécution plus fréquente de comportements liés à la préservation de l'environnement. Les participants les plus jeunes (21-24 ans) se sont montrés moins sensibles aux questions environnementales. Il pourrait être intéressant d'identifier des actions permettant d'augmenter cette sensibilité. Les résultats de cette étude fournissent ainsi des informations intéressantes pour concevoir des campagnes éducatives et médiatiques afin d'augmenter la prise de conscience par les consommateurs de l'impact de leurs actions sur l'environnement et ainsi promouvoir l'adoption de comportements écologiquement durables.

Les résultats de Sutan *et al.* (2014) ont montré l'importance de l'information des consommateurs sur la signification des différents logos liés à des démarches environnementales et sur les impacts environnementaux de leurs actions. Des recommandations pourront être ainsi faites sur les incitations les plus efficaces pour favoriser l'adoption de pratiques économes en pesticides par les producteurs et pour inciter les consommateurs à valoriser cet effort environnemental, en ciblant notamment les jeunes.

Conclusion sur les analyses économiques

Les recherches en économie soutenues dans le cadre du programme Pesticides ont montré l'intérêt des approches expérimentales pour étudier le comportement des agents économiques vis-à-vis de l'utilisation d'intrants tels que les pesticides. Ces approches ont mis l'accent d'une part sur l'effet des perceptions des acteurs vis-à-vis de ces produits et d'autre part sur l'impact économique et technique des démarches environnementales mises en œuvre ; en outre, elles ont mis en exergue l'importance des informations mises à disposition des acteurs.

L'ensemble des travaux en sciences humaines et sociales ont ainsi souligné l'importance de l'intervention publique et ont mis en avant des mécanismes pour calibrer cette intervention.

8

Modalités d'intervention des politiques publiques pour favoriser les changements de pratiques

Barbier *et al.* (2005) ont identifié certains principes généraux qui sont à la base de la construction des instruments de régulation des usages des pesticides et plus généralement de la définition des politiques publiques. Ainsi, les pouvoirs publics :

- ne doivent intervenir que si nécessaire, c'est-à-dire si le problème ne peut être résolu spontanément : pour les pesticides, c'est le cas des pollutions, qui ne sont pas régulées par des mécanismes de marché ;
- doivent agir aussi directement que possible sur la source du problème ;
- doivent adapter les modalités d'intervention à l'objectif fixé : plus il est ambitieux, plus les instruments doivent être coercitifs ou incitatifs ;
- doivent mobiliser des instruments ayant des coûts de mise en œuvre et de gestion les plus faibles possibles et ayant des effets sur le long terme.

Aux échelles européenne et française, différents outils sont actuellement mis en œuvre pour la régulation de l'usage des pesticides. Ces politiques nécessitent la mise en place d'une gouvernance⁹⁴ spécifique ce qui sera illustré par les travaux de Bélis-Bergouignan *et al.* (2007), Michelin *et al.* (2012) et Salles et Barrault (2010). Enfin les travaux de Vernier et Rousset (2014) permettront d'illustrer les impacts de ces politiques sur les pratiques agricoles.

94. La gouvernance désigne la manière de gérer, d'administrer.

Outils disponibles pour la régulation des pesticides

Analyse historique de l'évolution des instruments de régulation des pollutions

Les problèmes environnementaux ont contribué à l'émergence de trois générations successives d'instruments de régulation (Grolleau, 2002) : les instruments réglementaires, ceux d'incitation économique et les engagements volontaires.

Instruments réglementaires

Les instruments dits de contrôle-commande (« *command and control* »), ou outils unilatéraux contraignants provenant de l'autorité publique, ont été prédominants à la fin des années 1960. Ces instruments tels que les lois, les décrets ou les arrêtés visent à imposer des obligations aux pollueurs de nature à contraindre leur activité. Ils ont été critiqués tant du point de vue de leur efficacité économique que de leur efficacité environnementale. En effet, les travaux théoriques ont montré, par exemple, qu'en imposant une norme d'émission identique à toutes les entreprises alors que celles-ci ont des coûts marginaux⁹⁵ de dépollution différents, ce type d'instrument occasionne des coûts globaux de dépollution qui sont supérieurs, pour le même niveau de préservation de l'environnement, à ceux entraînés par l'utilisation d'instruments d'incitation à caractère économique comme la taxe. Ce résultat est valable si la pollution et les coûts marginaux de dépollution peuvent être parfaitement évalués et si les pollueurs peuvent être identifiés. Dans la pratique, ces outils ont la réputation d'être peu exigeants, les seuils de mise en conformité étant souvent faibles du fait du lobbying des acteurs visés par la réglementation. Enfin, ces outils peuvent faire l'objet de non-respect puisqu'il est difficile de mettre en œuvre des contrôles et des sanctions. L'efficacité environnementale de ce type d'instrument est donc limitée, d'où le développement d'une seconde catégorie d'instruments aux côtés de ces derniers.

Instruments d'incitation économique

Les années 1980 sont marquées par un recours plus fréquent aux instruments économiques, présentant l'avantage de canaliser une grande quantité d'informations à travers les prix, lesquels constituent un signal permettant d'orienter le comportement des acteurs (Vallée, 2002). Ces outils économiques demeurent encadrés par des règles juridiques, de leur définition à leur mise en œuvre. Parmi ces outils économiques figurent les taxes sur les produits et les émissions, les redevances, les permis négociables et les subventions. En théorie, ces instruments s'avèrent être les plus avantageux économiquement puisqu'ils permettent aux entreprises polluantes d'adapter leur niveau d'émission en fonction de leurs coûts marginaux de dépollution. Ainsi, les entreprises bénéficiant de coûts

95. Dans le cas d'une pollution, le coût marginal est le coût que le pollueur encourrait pour réduire ses émissions à partir de son niveau spontané d'émissions.

faibles réduiront davantage leurs émissions que celles devant supporter des coûts élevés, ce qui permet d'atteindre un objectif de dépollution à un moindre coût pour la collectivité. En outre, ces instruments sont plus incitatifs étant donné que l'instauration d'une taxe ne fixe pas de limite à l'objectif de dépollution effectivement atteint. Cependant, la supériorité de ces instruments repose sur des hypothèses de maîtrise de l'information et de comportement des acteurs (connaissances des courbes de coûts marginaux de dépollution, évaluation de la pollution et absence de possibilité de polluer sans être taxé) qui sont rarement réunies dans la réalité.

En ce qui concerne les pesticides, la taxation permet d'accroître leur coût et ainsi d'en réduire l'intérêt pour les agriculteurs, tout en augmentant la demande pour des pratiques économes en pesticides (Barbier *et al.*, 2005). La taxation a plusieurs avantages : elle génère peu de coûts d'élaboration, de gestion et de contrôle ; elle laisse le choix aux agriculteurs des solutions techniques à adopter pour réduire l'utilisation des pesticides ; elle peut être adaptée aux niveaux de toxicité et d'éco-toxicité des produits et être mise en place de manière progressive pour laisser le temps aux agriculteurs de s'adapter ; elle a des propriétés incitatives sur le long terme et génère des ressources budgétaires potentiellement mobilisables pour le financement d'actions complémentaires. Cependant, pour que la taxe soit efficace, il faut que le niveau de taxation soit suffisamment incitatif. Les subventions génèrent quant à elles des coûts élevés de mise en place et de contrôle et ont un caractère peu incitatif. Elles posent également la question de leurs effets sur le long terme. Il semble donc nécessaire de réserver des outils type subvention à des situations particulières, telles que des zones sensibles, ou pour favoriser des effets de réseaux (par financement des « précurseurs »).

Ainsi, aucun outil ne constitue à lui seul une solution idéale pour agir sur les problèmes environnementaux contemporains. Barbier *et al.* (2005) soulignent l'intérêt de combiner les différents instruments et d'y adosser des mesures d'accompagnement pour garantir leur efficacité : financement de la recherche, aide au conseil et à la formation initiale et continue, labels et sensibilisation des consommateurs. Cette combinaison d'outils peut être efficace, mais dans le secteur de l'agriculture les normes sont difficiles à mettre en œuvre du fait de problèmes environnementaux issus principalement de pollutions diffuses ; quant aux taxes, elles sont le plus souvent très mal perçues par les acteurs concernés (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2002 ; Verchère, 2005).

Engagements volontaires

Les approches volontaires sont devenues un élément incontournable de la protection de l'environnement. Toutefois, ce vocable regroupe différentes formes d'engagement, avec des degrés d'exigence différents. Ces approches ont des avantages reconnus : adaptabilité aux différentes situations, souplesse, efficacité économique, réduction de l'asymétrie informationnelle entre pouvoirs publics et entités régulées, domaines d'application s'étendant à tous les types de pollutions. Les objectifs globaux peuvent être donnés par les pouvoirs publics en laissant ensuite la mise en œuvre à l'initiative des acteurs. Cependant, ces

instruments soulèvent certaines questions, dont leur efficacité environnementale réelle. Par ailleurs, il faut également souligner que, si la flexibilité de ces outils s'annonce comme un atout certain, ils ont aussi pour revers de dépendre du bon vouloir des acteurs concernés et de s'adosser à un engagement plus ou moins contraignant. Quatre types d'engagements volontaires ont été identifiés par l'OCDE (1999, 2003) :

- les engagements unilatéraux, pris par des entreprises définissant elles-mêmes leurs objectifs environnementaux ;
- l'adhésion à un programme volontaire public, les entreprises acceptant de respecter des normes élaborées par les pouvoirs publics ;
- les contrats négociés entre les entreprises d'un secteur ou d'une branche et les pouvoirs publics, qui élaborent en concertation un cahier des charges assorti d'un échéancier ;
- les accords conclus entre des entreprises et des organisations de droit privé, qui peuvent donner lieu à une labellisation, privée ou non.

Intégration des outils de régulation des pesticides dans les droits européen et français

Plusieurs textes européens et français abordent la question des pesticides que ce soit pour évaluer ou réduire les risques des pesticides sur la santé humaine et l'environnement. Ils traitent des plans d'actions mis en place pour limiter les risques, des mises sur le marché des produits phytopharmaceutiques, de pratiques agricoles afin de limiter les transferts ou de surveillance biologique du territoire.

Principes du droit de l'environnement s'appliquant aux pesticides

Un certain nombre de principes gouvernent le droit de l'environnement et s'appliquent notamment aux pesticides. Souvent d'origine européenne ou internationale, ils sont maintenant inscrits dans la Charte de l'environnement⁹⁶, au sein de la Constitution française, en sus de la loi⁹⁷. Un de ces principes, pouvant concerner les produits phytosanitaires, est le principe de précaution qui implique l'application de mesures effectives et proportionnées, y compris dans un contexte d'incertitudes scientifiques, graves ou irréversibles. Ce principe s'applique dans un contexte spécifique et ne vise pas un risque zéro. Un autre principe est le principe de prévention, qui se traduit généralement par : l'exigence d'études préalables aux autorisations de mise sur le marché (AMM) ; la délivrance des AMM avec des autorisations d'usage ; le principe de veille sur l'évolution des connaissances ; la possibilité de suspension et de retrait des AMM. Selon le contexte, ces mesures peuvent également être des expressions du principe de précaution. Ce qui tend à les différencier, c'est que le principe de prévention s'applique quand les risques

96. Loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1^{er} mars 2005 relative à la Charte de l'environnement, *JORF* n° 0051 du 2 mars 2005, page 3697.

97. Article L. 110-1 modifié par la loi n° 2012-1460 du 27 décembre 2012, art. 1.

sont connus. Dans ce cas, il impose à toute personne de prévenir ou, à défaut, de limiter les atteintes qu'elle est susceptible de porter à l'environnement. Les pouvoirs publics, les producteurs, les distributeurs, les conseillers agricoles et les agriculteurs ont donc une responsabilité dès lors qu'ils interviennent dans le domaine des pesticides. Le principe pollueur-payeur est abordé dans les textes juridiques par la notion de réparation des dommages, selon laquelle toute personne doit contribuer à la réparation des dommages qu'elle cause à l'environnement. Ce principe se heurte à de fortes résistances des utilisateurs concernés. Un principe supplémentaire est le principe de participation et d'information impliquant la participation de la société civile aux processus décisionnels ; l'information du public, au travers de l'étiquetage des produits par exemple, découle aussi de ce principe. Un dernier principe est celui d'intégration ; c'est un principe transversal selon lequel l'ensemble des politiques et actions de l'Union européenne doit promouvoir un développement durable. En ce sens, il s'agit d'intégrer les exigences de la protection de l'environnement dans la définition et la mise en œuvre des autres politiques de l'Union pour tendre vers cet objectif de développement durable (article 11 du TFUE⁹⁸).

Dispersion de la thématique des pesticides dans le corpus réglementaire

La séparation historique entre droit rural et droit de l'environnement a été remise en cause à la fin des années 1980, avec la montée de préoccupations sur l'impact des activités agricoles sur les milieux, conduisant notamment au verdissement de la politique agricole commune de l'Union européenne (PAC) et à l'implication de la société civile dans la gouvernance (Grenelle de l'environnement) (de Sainte Marie *et al.*, 2011). Aujourd'hui, les normes concernant les pesticides sont dispersées dans différents textes, ce qui rend le droit peu accessible : dans le Code de l'environnement (redevance pour pollutions diffuses, couverture végétale permanente composée d'espèces adaptées à l'écosystème naturel environnant d'une largeur d'au moins 5 mètres, protection de certains espaces et de certaines espèces en raison de leur vulnérabilité ou de leur caractère remarquable – parcs nationaux, réseau Natura 2000 –, réglementation des activités par le droit des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), fabrication et utilisation des biocides), dans le Code rural et de la pêche maritime (baux ruraux, couverture végétale du sol temporaire ou permanente, surveillance biologique du territoire, AMM/utilisation des produits phytosanitaires), dans le Code de la santé publique (résidus, qualité de l'eau, de l'air, des sols, risques sanitaires), dans le Code du travail (exposition des travailleurs) et dans le Code de la consommation (étiquetage, résidus). Cette dispersion des textes juridiques n'est toutefois pas propre aux pesticides.

98. Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne (version consolidée), *Journal officiel* n° C 326 du 26 octobre 2012.

Réglementations d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires

Le règlement 1107/2009/CE⁹⁹ modifié par le règlement 518/2013 du Conseil de l'Europe¹⁰⁰ s'applique aux produits phytosanitaires définis principalement par leurs usages : protéger les végétaux ou les produits végétaux contre tous les organismes nuisibles (article 2). Il est entré en vigueur le 14 juin 2011 et vise à uniformiser le droit applicable. Il s'appuie sur les principes uniformes de l'évaluation des risques et d'autorisation. Une liste des substances actives autorisées et des exigences en matière de données applicables aux produits phytopharmaceutiques est établie. Ce nouveau règlement étend les règles de l'autorisation de mise sur le marché en ne considérant pas seulement les substances actives des produits phytopharmaceutiques, mais également les autres composantes des produits formulés (adjuvants, composés phytoprotecteurs¹⁰¹). Il modifie la procédure d'évaluation des risques pour l'obtention d'une AMM en prenant en compte les effets cumulés et synergiques des produits ainsi que leurs effets sur les groupes vulnérables (personnes âgées, enfants en bas âge). Il organise le principe de la reconnaissance mutuelle des autorisations, lequel constitue un moyen de faciliter la libre circulation des marchandises sur le territoire de l'Union européenne. Ce principe permet en effet au titulaire d'une AMM de mettre le produit phytosanitaire correspondant sur le marché d'un autre État membre dans la mesure où les conditions agricoles, phytosanitaires et environnementales sont comparables. Ce règlement définit aussi la notion de « substances actives à faibles risques » (purin d'orties, par exemple) lesquelles bénéficient d'un régime dérogatoire. Des évaluations comparatives des produits sont prévues pour envisager des substitutions (article 50). Le règlement pose en outre la question des utilisations mineures¹⁰² afin « que la diversification de l'agriculture et de l'horticulture ne soit pas compromise par la pénurie de produits phytopharmaceutiques » (considérant n° 30). Cette qualification peut ouvrir l'extension de l'autorisation de mise sur le marché d'un produit phytopharmaceutique accordé par un autre État membre et pour des utilisations mineures non encore couvertes par l'autorisation visée (article 51). Il prévoit également des mesures d'urgence pour restreindre voire interdire des produits autorisés, en cas de « risque grave pour la santé humaine ou animale ou l'environnement », qui « ne peut être maîtrisé de façon satisfaisante » (article 69). Enfin, ce texte régit l'accès à l'information pour le public : documents

99. Règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil de l'Europe du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

100. Règlement (UE) n° 518/2013 du Conseil de l'Europe du 13 mai 2013 portant adaptation du règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil de l'Europe, du fait de l'adhésion de la Croatie.

101. Un composé phytoprotecteur est un composé chimique ayant comme caractéristique d'inhiber chez certaines plantes les mécanismes de détoxication.

102. Selon l'article 3, on entend par utilisation mineure « l'utilisation d'un produit phytopharmaceutique, dans un État membre particulier, sur les végétaux ou produits végétaux qui : (a) ne sont pas largement cultivés dans cet État membre ; ou (b) sont largement cultivés, pour répondre à un besoin exceptionnel en matière de protection des végétaux ».

utilisés lors de la procédure d'approbation ou de renouvellement d'approbation d'une substance active (articles 10, 12, 16), informations sur les produits phytopharmaceutiques autorisés ou retirés conformément au règlement (article 57) ; seules certaines informations peuvent être rendues confidentielles par les firmes phytosanitaires (article 63). En outre, la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires est réglementée tant au niveau européen qu'au niveau de chaque État membre de l'Union européenne. En effet, la délivrance des AMM reste de la compétence des États.

Réglementations pour une utilisation durable des pesticides

À l'échelle européenne, c'est la directive 2009/128/CE¹⁰³ qui instaure un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides qui soit compatible avec le développement durable. La mise en œuvre de ce cadre est prévue à l'aide de plans nationaux. Ces plans doivent fixer des objectifs quantitatifs et qualitatifs, ainsi que des méthodes et techniques en vue de réduire les risques et les effets des pesticides sur la santé humaine et l'environnement, ainsi que la dépendance des systèmes à leur utilisation. Pour la France, le plan Écophyto est le plan qui correspond à la mise en œuvre de cette directive.

La directive prévoit également que des mesures soient prises pour limiter le risque d'exposition lors de la manipulation des pesticides, du matériel et des restes de pesticides. Cela se traduit notamment par un contrôle des pulvérisateurs, par des restrictions à l'application de mélanges et par des restrictions d'utilisation en fonction des conditions climatiques. Des conditions d'application et des interdictions peuvent être édictées au niveau local, dans les zones sensibles pour protéger le milieu aquatique particulièrement sensible aux pesticides (les zones de captage, des zones de biodiversité telles que les zones Natura 2000) ou encore des zones d'exposition du public (jardins publics, terrains de jeux pour enfants). Des zones tampons le long des cours d'eau peuvent notamment être instaurées. Enfin, d'autres dispositions relatives à la formation, la vente, l'information et la sensibilisation sont envisagées par la directive.

Incitations économiques

La réglementation des pesticides s'est, pendant longtemps, beaucoup plus intéressée à leur mise sur le marché qu'à leur utilisation raisonnée. Des solutions incitatives ont été développées au travers de différents canaux.

Dans le cadre du principe pollueur-payeur, la loi sur l'eau et les milieux aquatiques¹⁰⁴ a instauré depuis 2008 une redevance pour pollutions diffuses, qui s'applique aux ventes de produits phytosanitaires, prenant en compte leur écotoxicité. Elle sert à financer les programmes d'intervention des agences de l'eau et les mesures visant à réduire l'utilisation des pesticides dans le cadre du plan Écophyto.

103. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Europe du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable.

104. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

Le contrat territorial d'exploitation (CTE), le contrat agriculture durable (CAD) et enfin les mesures agroenvironnementales (MAE) ont successivement été mis en place pour favoriser l'adhésion volontaire. Les MAE, financées dans le cadre du second pilier (consacré au développement rural) de la PAC, ont pu contribuer à la réduction des risques liés aux pesticides, au travers de différentes mesures : aides aux conversions à l'agriculture raisonnée ou à l'agriculture biologique, à l'implantation de zones tampons enherbées, à la diversification des cultures, à la mise en place de couverts dans les cultures pérennes. Ces contrats sont souscrits volontairement par les exploitants pour une période de 5 ans en contrepartie d'une subvention annuelle pour compenser les coûts induits par la mise en œuvre de pratiques favorables à la préservation des ressources naturelles et de l'environnement.

L'engagement volontaire dans le cadre de conventions spécifiques, en lien avec un espace donné (parc naturel régional, par exemple) ou avec l'attribution d'un label (agriculture biologique, par exemple), donne lieu à des avantages collectifs ou individuels. La mise en place de certifications et de labels (agriculture raisonnée, agriculture biologique) peut également permettre de favoriser plus ou moins efficacement les changements de pratiques.

De manière générale, la PAC constitue un levier important pour favoriser l'évolution des pratiques agricoles, grâce aux financements de contrats agri-environnementaux et à l'application du principe de conditionnalité¹⁰⁵, soumettant l'attribution des aides aux producteurs au respect de conditions agri-environnementales minimales concernant notamment l'utilisation des pesticides. Cependant, la réforme de la PAC de 2003 constitue surtout une justification vis-à-vis de l'Organisation mondiale du commerce du soutien public de l'agriculture européenne (Guyomard et Butault, 2004) et non une véritable politique de réforme de l'agriculture européenne pour la rendre plus écologique. La nouvelle PAC 2014-2019 doit cependant renforcer significativement la conditionnalité des aides dans un sens favorable à la protection de l'environnement. En outre, il faut rappeler que nous sommes dans un univers incitatif au sens où l'agriculteur reste libre de refuser les aides destinées à influencer son comportement.

Limites et perspectives

Le Grenelle de l'environnement a permis d'ouvrir en France le système de décision aux représentants de la société civile avec l'intégration d'organisations non gouvernementales dans le processus de négociation. Plusieurs mesures concernant les pesticides y ont été adoptées : la volonté de développer l'agriculture biologique (objectifs de 6 % de la SAU en 2012, de 20 % en 2020) et la volonté de réduire drastiquement l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, au moyen de l'accélération de la diffusion de solutions alternatives et de la certification environnementale (dispositif haute valeur environnementale, HVE). Néanmoins, le plan Écophyto (repris aujourd'hui dans le cadre du projet agroécologique pour la

105. La conditionnalité des aides de la PAC consiste à subordonner le paiement de ces aides au respect de normes environnementales.

France¹⁰⁶) ne s'appuie pas sur des dispositions juridiques contraignantes. Le rôle dévolu à ce dernier est de « fixer des objectifs quantitatifs, des cibles, des mesures, des calendriers et des indicateurs en vue de réduire les risques et les effets de l'utilisation des pesticides sur la santé humaine et l'environnement » et d'« encourager le développement et l'introduction de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures et de méthodes ou techniques de substitution en vue de réduire la dépendance à l'égard de l'utilisation des pesticides » (directive 2009/128/CE). Il comprend des indicateurs de suivi des objectifs fixés (article L. 253-6 du Code rural¹⁰⁷). Le bilan montre que l'atteinte des objectifs de réduction est difficile : le suivi des indicateurs retenus depuis 2009 indique une stabilité dans la quantité de substances actives vendue (indicateur Nodu) et une hausse de 2,7 % sur les produits à usages agricoles entre la période 2009-2010 et la période 2010-2011 (MAAF, 2012).

La dernière loi d'avenir agricole¹⁰⁸ offre de nouvelles perspectives puisqu'elle prône une transition vers l'agroécologie impliquant expressément une réduction de la consommation de produits phytopharmaceutiques et le développement des produits de biocontrôle. Par ailleurs, des interdictions ou des restrictions d'usage dans des lieux sensibles tels que les écoles ou les hôpitaux sont également prévues par la loi. De nouveaux dispositifs sont conçus pour inciter aux changements de pratiques, dont les groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE)¹⁰⁹.

Ces évolutions offrent de nouveaux terrains de recherche pour le droit encore timide sur ces questions, sans doute du fait du caractère très technique et spécialisé du sujet. Les questions de recherche posées au droit sont nombreuses : quel statut des alternatives aux pesticides (produits à faible risque, organismes génétiquement modifiés, pratiques alternatives) pourrait être envisageable ? Comment le droit peut-il participer à la réduction de l'utilisation des pesticides et appréhender l'exposition aux risques liés à ces substances ? Les outils juridiques tels que la servitude environnementale¹¹⁰ ou le bail rural environnemental sont autant de

106. Le projet agroécologique pour la France vise un changement des modes de production pour appliquer les principes de l'agroécologie. Déployé depuis 2014, il reprend parmi ses programmes d'actions un plan Écophyto « renforcé et rénové » pour mieux atteindre les objectifs fixés.

<http://agriculture.gouv.fr/agroecologie-une-force-pour-la-france>

107. Article L. 253-6 du Code rural et de la pêche maritime, modifié par la loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014, art. 50.

108. Loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt.

109. Les groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE) sont des collectifs d'agriculteurs mettant en place des projets agroécologiques et pouvant bénéficier pour cela d'aides publiques.

110. La servitude environnementale est un acte juridique entre un propriétaire foncier volontaire et un tiers (collectivité, établissement, organisation de protection de la nature), qui permet de protéger des sites naturels et les services écologiques qu'ils rendent. En agriculture, cela peut par exemple permettre d'éviter le retournement d'une prairie permanente, la destruction d'une haie bocagère, de coteaux calcaires, le drainage de zones humides pâturées, etc.

mécanismes à décortiquer pour tester leur pertinence et leur caractère innovant dans la lutte contre les impacts des pesticides. C'est également en amont que de nombreux enjeux juridiques se jouent, lors de l'évaluation et de l'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires.

Différents types d'instruments existent et sont actuellement appliqués pour la régulation des pesticides : les instruments réglementaires, dont l'impact environnemental réel est parfois critiqué, et les instruments d'incitation économique (taxes, subventions) qui présentent l'avantage de laisser plus de souplesse aux utilisateurs pour la réduction des pollutions. Ces instruments peuvent être combinés pour atteindre les objectifs visés et sont également à coupler avec l'accompagnement des utilisateurs, favorisant l'accès aux informations, notamment au travers de formations spécifiques. Le cadrage de cette problématique au niveau européen est récent et le corpus réglementaire concernant la problématique des pesticides est actuellement très dispersé. Plusieurs questions de recherche sont posées au droit, mais les travaux sur la thématique de la régulation des risques liés aux pesticides restent encore trop rares.

Gouvernance locale d'actions de régulation des pesticides

Gouvernance locale de la gestion des pullulations de campagnols terrestres

Limites des instruments nationaux pour résoudre une problématique locale

Des contradictions entre les contraintes réglementaires et les préconisations de gestion à une échelle locale peuvent exister. Différentes aides de la PAC et cahiers des charges ont été étudiés par Michelin *et al.* (2012) dans le cas de la gestion des prairies pour empêcher les pullulations de campagnols terrestres. Les aides décrites ont depuis fait l'objet de modifications voire d'une suppression dans le cadre de la PAC 2014-2020.

L'indemnité compensatoire des handicaps naturels (ICHN), qui concerne les zones rurales considérées comme « défavorisées », fixe un taux de chargement minimal (seuil allant de 0,1 à 0,35 unité gros bovin par hectare (UGB/ha)) et maximal par hectare (plafond oscillant entre 1,8 et 2 UGB/ha, pouvant être exceptionnellement relevé par arrêté préfectoral) ainsi qu'une répartition annuelle des troupeaux. De ce fait, elle impacte les possibilités pour l'éleveur de modifier son chargement et la répartition des fauches et des pâtures en vue de gérer les campagnols.

La prime herbagère agroenvironnementale (PHAE), dans le cadre des aides de la PAC¹¹¹, implique un engagement de l'agriculteur dans une gestion extensive de

111. La nouvelle PAC 2014-2020 a supprimé cette aide.

ses parcelles. Elle impose le maintien d'un ratio de 75 % entre la surface toujours en herbe (STH) et la SAU, fixe un taux de chargement compris entre 0,05 et 1,4 UGB/ha, interdit le retournement de prairies (même si des dérogations sont possibles) et impose un entretien des haies et des murets. De plus, le respect de bonnes conditions agricoles et environnementales – qui fait partie de la conditionnalité des aides de la PAC – implique de maintenir les prairies permanentes à 100 % pendant 5 ans et d'avoir un taux de prairies temporaires représentant au maximum 50 % du total.

À ces contraintes réglementaires impactant les leviers mobilisables par l'éleveur pour la gestion des campagnols s'ajoutent les cahiers des charges des productions AOC/AOP¹¹², auxquels souscrivent un grand nombre d'éleveurs, et les contraintes issues des plans de gestion des espaces protégés (Natura 2000, sites classés), qui concernent là encore une partie non négligeable d'éleveurs ayant des pullulations de campagnols terrestres. Ces contraintes expliquent en partie les réticences pour l'adoption des méthodes de lutte intégrée, nécessitant parfois d'engager des négociations auprès des pouvoirs publics afin d'obtenir des dérogations ou des dérégulations temporaires, qui cadrent mal avec la nécessité d'inscrire ces pratiques dans des temps longs.

Proposition de solutions à l'échelle locale

Depuis les années 1990, les agriculteurs des régions touchées par les campagnols terrestres ont cherché à faire reconnaître les pullulations en tant que calamité agricole, allant à l'encontre du modèle systémique proposé par les écologues démontrant que les pullulations ne sont pas extérieures au système agricole (comme une tempête ou une sécheresse), mais une conséquence directe de ce système. Dans les faits, à l'exception de la région franc-comtoise et du parc des Écrins, les pullulations sont toujours traitées comme des situations périodiques d'exception, menant à un sentiment d'impuissance tant de la part des pouvoirs publics que de la part des professionnels agricoles. Les médias ont joué un rôle non négligeable dans la constitution de cette représentation collective, en insistant sur l'image d'une agriculture soumise à un fléau récurrent non expliqué. Lorsque la situation devient dramatique pour les agriculteurs, des aides exceptionnelles sont souvent distribuées *in extremis* pour couvrir les frais de traitement à la bromadiolone. Cette situation, qui ne peut résoudre le problème des pullulations ni compenser la totalité du manque à gagner puisque les aides ne concernent que l'achat de produit, ne concorde pas avec l'idée d'une gestion intégrée des campagnols, ce qui nuit à la diffusion de cette idée.

112. En France, l'appellation d'origine contrôlée (AOC) désigne un produit dont toutes les étapes de fabrication sont réalisées selon un savoir-faire reconnu dans une même zone géographique, qui donne ses caractéristiques au produit. Créée en 1992, l'appellation d'origine protégée (AOP) est l'équivalent européen de l'AOC ; elle protège le nom d'un produit dans tous les pays de l'Union européenne. En France, afin de clarifier l'offre au consommateur, depuis le 1^{er} janvier 2012 les produits concernés ne doivent porter que la mention AOP, seuls les vins sont autorisés à porter l'AOC française.

Deux pistes ont été étudiées par les pouvoirs publics et les instituts techniques pour tenter de trouver une alternative à proposer aux agriculteurs : la création d'un fonds assurantiel à l'échelle des régions et la création d'une aide financière pour s'engager *via* un contrat dans une démarche de lutte raisonnée qui permettrait d'amorcer une approche systémique des pullulations sur des territoires encore réticents. Ces propositions posent la question des possibles effets indirects d'une politique de rétribution incitative de bonnes pratiques, ces fonds n'étant pas garantis au-delà d'un certain nombre d'années. Cela a été le cas des « CTE campagnols » proposés au début des années 2000, qui permettaient à l'éleveur d'être rétribué pour le comptage des campagnols et des taupes sur ses parcelles afin de suivre l'évolution des populations, pour la mise en œuvre d'actions de piégeage, la mise en place de haies et de perchoirs pour les prédateurs et d'un changement de pratiques de gestion des prairies. L'abandon rapide de ce CTE dans les MAE proposées aux éleveurs n'a pas permis de pérenniser cette démarche et a, au contraire, démotivé des éleveurs qui les menaient déjà auparavant sans aide. Il semble qu'une rétribution assurée par le milieu agricole lui-même permettrait de garantir un fonds pérenne et inciterait les éleveurs à s'impliquer dans le processus. De plus, l'assortiment de cette aide à des actions menées en période de basse densité de campagnols engagerait les pouvoirs publics à financer la mise en œuvre d'une véritable gestion à long terme du phénomène. Ceci n'est possible que s'il existe des réseaux pérennes de suivi des populations de campagnols terrestres et un appui technique conséquent sur le terrain, mené par des techniciens formés aux méthodes de lutte préventive et à l'accompagnement des agriculteurs à un changement de pratiques. Cela permettrait d'initier une approche collective de la problématique et une déclinaison individuelle sous forme de contrats adaptés aux spécificités des exploitations et aux motivations des agriculteurs, où chaque acteur du monde agricole s'engagerait dans la préservation de l'agriculture et des écosystèmes.

En effet, la mise en place d'un programme de lutte raisonnée nécessite non seulement un engagement individuel de l'agriculteur, mais aussi une implication forte des structures de conseil et de financement agricole, qui doivent développer, à l'échelle de territoires pertinents sur le plan écologique et social, des réseaux d'accompagnement aux changements des pratiques. Ces actions visent en outre à rapprocher les institutions et les différents acteurs concernés directement ou indirectement par les pullulations (élus, techniciens conseillers, écologistes, professionnels, habitants, chasseurs). La mise en place de ce type d'actions nécessite de :

- ne plus se centrer sur les actions directes de destruction du campagnol terrestre, mais sur la préservation et l'amélioration de la qualité des herbages, dans leurs composantes sociale, paysagère, agronomique et de biodiversité ;
- construire une démarche collective s'appuyant sur un dialogue renforcé entre les divers acteurs afin de passer d'une logique de polémique où l'on s'affronte sur des bases idéologiques à une situation où l'on discute en argumentant et en écoutant les autres. Cela nécessite de disposer des informations et de combler les lacunes dans les connaissances en s'appuyant sur le système de suivi des populations existant. L'expérience acquise en Franche-Comté avec les contrats de lutte raisonnée constitue une solide base de réflexion ;

- sécuriser les agriculteurs en privilégiant ceux qui s'investissent dans une démarche collective et raisonnée par un système d'assurance ;
- revaloriser le travail agricole *via* des campagnes d'informations pour faire connaître le rôle des systèmes d'élevage dans la gestion de la biodiversité et convaincre les agriculteurs que les prédateurs sont de bons auxiliaires de la protection des prairies face aux campagnols.

Michelin *et al.* (2012) ont montré la nécessité de politiques publiques cohérentes pour favoriser les initiatives locales. Faire remonter les expériences locales à des niveaux de décision supérieurs peut constituer une solution pour adapter progressivement ces politiques aux territoires. Celles-ci doivent être assez souples pour favoriser l'émergence directe de solutions adaptées à chaque contexte. Des propositions sont faites pour une meilleure gouvernance de la problématique des campagnols terrestres : ne pas se focaliser sur la réduction d'utilisation des pesticides, mais plutôt sur une optimisation technique et économique des systèmes de production, et sur la préservation d'aménités écologiques et paysagères ; favoriser des démarches collectives et le dialogue entre les différents acteurs ; faciliter l'accès à l'information.

Gouvernance locale de la réduction des pollutions ponctuelles en viticulture

Pour atteindre les objectifs fixés par la Directive cadre sur l'eau (DCE)¹¹³, la France définit en 2000 le plan « Phyto », plan d'actions concrètes assorti de dispositifs institutionnels répondant à un double objectif : faire évoluer le cadre réglementaire et définir des solutions de protection de l'environnement en concertation avec les différents acteurs. Sa mise en œuvre s'est appuyée sur des structures déjà fonctionnelles : Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (Corpen)¹¹⁴, Comité de liaison interministériel « eau-produits antiparasitaires » (Clepa)¹¹⁵, groupes régionaux. Dans ce cadre, Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont étudié la construction d'un espace de coordination au niveau local pour la gestion des pollutions ponctuelles dans une région viticole et analysé ses facteurs de réussite.

113. La DCE est une directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Europe du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

114. Créé en 1984, le Corpen est une instance d'analyse, d'expertise et une force de proposition. Dans le domaine des pratiques agricoles, il élabore et diffuse des recommandations contribuant à la réduction des pollutions et permettant une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux.

115. Créé en décembre 1992 par les ministres chargés de la Santé, de l'Environnement et de l'Agriculture, le Clepa a pour objectif de renforcer la cohérence des actions de l'État dans le domaine de l'eau et des produits phytosanitaires.

Jusqu'en 2002, des expérimentations sur les technologies permettant d'éliminer les effluents phytosanitaires¹¹⁶ ont été menées dans différentes régions. Malgré la présence d'un coordinateur national, des difficultés ont été rencontrées (différences entre les zones productrices, problèmes de financement de ces actions), avec des blocages au niveau local à la fois vis-à-vis de l'acceptation par l'ensemble des acteurs de l'interprétation des résultats expérimentaux et de la validation des technologies environnementales et, par conséquent, de la réglementation proposée. Ces blocages ont été dépassés en Aquitaine par la mise en place au niveau local d'un nouveau mode de coordination sous la forme d'une action collective (Bélis-Bergouignan *et al.*, 2007).

Le point central de désaccord sur les mesures d'efficacité des technologies vient des divergences entre les acteurs (administrations, utilisateurs...) sur la détermination du seuil d'acceptabilité, en termes de concentration de produits phytosanitaires des rejets des traitements. En effet, les obstacles rencontrés ne relèvent pas uniquement du manque de fiabilité des critères d'évaluation des technologies environnementales, mais aussi de l'absence de relations de confiance entre les différents acteurs. En région Aquitaine, une technopole, acteur d'intermédiation entre l'innovation, les firmes, les utilisateurs, les politiques nationales et régionales, s'est révélée comme l'espace de coordination privilégié pour la mise en œuvre de l'action collective. Deux protocoles d'intervention ont été mis en place : un protocole expérimental, réunissant les entreprises régionales développant des technologies environnementales ou de nouvelles méthodologies de mesure d'impact environnemental et les utilisateurs de ces technologies ; et un protocole décisionnel, réunissant les experts scientifiques, les financeurs, l'administration dans un comité de pilotage chargé de valider les protocoles proposés. Des interactions fondées sur une confiance réciproque retrouvée se sont nouées entre les acteurs qui se sont concentrés sur un objectif commun : l'émergence et le développement des technologies environnementales régionales.

L'acceptabilité des critères d'évaluation des procédés de traitement des effluents phytosanitaires a été traitée. En effet, l'objectif attendu par les pouvoirs publics d'un rendement de 100 % d'élimination des substances actives est resté purement théorique, pour des raisons tenant aux procédés et aux seuils de détection analytique. Le protocole expérimental choisi a combiné des mesures d'abattement des concentrations de pesticides après traitement et des mesures par bio-indicateurs de l'écotoxicité des rejets. Compte tenu de la nécessité de recourir à des financements de proximité pour réaliser les expérimentations, l'action collective a sollicité la participation d'organismes institutionnels (Direction régionale de l'environnement¹¹⁷, Agence de l'eau Adour-Garonne). L'action collective s'est terminée en 2005 par des résultats satisfaisants pour l'ensemble des acteurs. Un état objectif des performances environnementales des différents procédés aquitains en termes

116. Les effluents phytosanitaires sont composés des eaux de rinçage du matériel agricole et des « fonds de cuve ».

117. À la suite de la révision générale des politiques publiques, cette Direction est désormais intégrée à la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (Dreal).

d'élimination des produits phytosanitaires et d'impact environnemental des rejets de ces procédés a été rendu disponible. Leurs performances sont mises en perspective avec le coût de la technologie et les capacités d'acceptation tant des pouvoirs publics que des viticulteurs. Le protocole expérimental fondé sur les nouveaux indicateurs d'impact environnemental et défini sur le terrain au niveau régional a contribué à la constitution du nouvel arrêté (révision de l'arrêté de 1975), paru en septembre 2006. Ce dernier préconise explicitement cette méthodologie d'évaluation pour ce type de technologies environnementales de « fin de chaîne ».

La diffusion des résultats a été assurée au niveau national par l'Ineris et l'expert « Eau, environnement, pesticides » de la Direction générale de l'alimentation (DGAL), afin que les ministères chargés de l'Agriculture et de l'Écologie puissent bâtir la réglementation, leur collaboration fréquente et leur appartenance aux mêmes instances leur conférant des règles et un langage communs. Lors de la négociation pour l'acceptation du protocole et des résultats expérimentaux, cela a constitué un élément facilitateur pour que ces critères d'évaluation technologiques soient inscrits dans l'arrêté relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits phytosanitaires visés à l'article L. 253-1 du Code rural.

En conclusion, les travaux de Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont montré l'intérêt d'ancrer la gouvernance des politiques de réduction des pollutions au niveau local, en mobilisant des formes de proximité organisée, allant au-delà de la proximité géographique. De nouveaux modes de gouvernance, impliquant la société civile sont ainsi à mettre en place.

Enseignements de la gouvernance locale de l'utilisation des pesticides par les particuliers au Québec

Au cours des années 1990 et 2000, environ 140 localités canadiennes ont adopté des règlements municipaux visant à interdire ou à limiter l'utilisation des pesticides dans les espaces publics ou privés (Christie, 2007). Le Québec a été la première province du Canada dotée d'une réglementation limitant la vente des pesticides homologués, ainsi que l'usage domestique à l'échelle provinciale de produits ciblés. Salles et Barrault (2010) ont réalisé une analyse des forces et des limites de cette réglementation, qui a inspiré depuis d'autres initiatives au Canada, pour en tirer des préconisations au niveau français.

L'adoption du Code de gestion des pesticides québécois résulte de plusieurs événements, dont l'adoption en 1987 de la loi sur les pesticides par le Gouvernement du Québec (MDDELCC, 2014), ayant pour objectifs principaux de réduire et de rationaliser l'usage des pesticides afin d'en diminuer les impacts sur l'environnement en encadrant leur utilisation. En 1991, la ville d'Hudson (Québec) fait figure de pionnière en adoptant un règlement qui limite l'utilisation des pesticides, alors que les municipalités n'avaient pas encore le pouvoir d'en interdire la vente. Dans le même temps, des groupes environnementaux comme la « Coalition pour les alternatives aux pesticides » organisent une sensibilisation du grand public à leurs impacts, ce qui favorise la mise sur agenda politique de cette problématique.

Le Gouvernement du Québec a décidé de mettre en place en septembre 2001 un groupe de réflexion sur l'usage des pesticides en milieu urbain, présidé par le député Claude Cousineau (et nommé par la suite commission Cousineau), impliquant tous les acteurs concernés (industries, groupes environnementaux, groupements de professionnels, instituts de recherche). Le mandat de cette commission a été de déterminer des moyens pour diminuer la dépendance aux pesticides et les risques liés à leur utilisation tout en responsabilisant les citoyens. Les principes qui ont guidé la réflexion de la commission sont le principe de précaution et le principe d'exemplarité. Le Code de gestion des pesticides québécois, émanant des conclusions de la commission Cousineau et entré officiellement en vigueur en avril 2003, vise deux objectifs principaux : la protection de l'environnement, en particulier des ressources en eau, et la protection de la santé publique, notamment des populations les plus vulnérables. Les lignes directrices du Code portent sur une série de dispositions et d'interdictions au niveau de l'entreposage, de la vente et de l'utilisation des pesticides en milieux urbain et agricole. Certaines dispositions s'adressent aux titulaires de permis et de certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides (aux commerces de vente de pesticides, aux utilisateurs commerciaux et privés) et d'autres aux citoyens. Globalement, le Code interdit l'application et la vente des pesticides les plus nocifs pour la santé destinés à l'usage domestique. Il s'agit d'environ 200 produits homologués par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire pour l'usage sur les surfaces gazonnées contenant 20 substances actives.

La mise en application du Code est assurée par le ministère québécois chargé du Développement durable. Deux volets ont été prévus pour assurer l'application du Code : un volet « Information et sensibilisation », sur lequel le gouvernement a mis l'accent, et un volet « Suivi et inspection ». Les activités de formation, d'information et de sensibilisation mises en œuvre ont essentiellement été la production de dépliants et de documents de vulgarisation, ainsi que la participation du ministère à des rencontres avec les organismes et associations. Le ministère a également mandaté la Société de formation à distance des commissions scolaires du Québec pour offrir un service de formation à distance uniforme et accessible aux détenteurs de permis de vente et d'utilisation des pesticides. Concernant le volet « Suivi et inspection », un programme existe depuis 2006 et le ministère engage des étudiants durant l'été à cet effet. Ce programme a permis de réaliser annuellement de 1 600 à 2 000 interventions d'inspection, de vérification, de sensibilisation et de suivi.

L'adoption du Code a induit des changements tant dans la filière industrielle de l'horticulture ornementale que dans les habitudes de jardinage en général ou dans la perception des pesticides par les citoyens. Ainsi, la proportion de ménages consommateurs de pesticides a diminué de moitié au Québec en 2007 par rapport à 1994. Pendant la même période, la proportion de ménages consommateurs de pesticides n'avait pas diminué significativement ailleurs au Canada (Lynch et Hofmann, 2007). Cette réduction des ventes de pesticides s'accompagne d'une augmentation de l'offre de services et des ventes d'outils concernant les méthodes

alternatives, comme l'arrachage manuel des « mauvaises herbes », l'aération et le déchaumage du gazon (Ramanitrarivo et Poncin, 2008). Il est cependant à noter que, devant le nombre de produits dorénavant interdits, certains professionnels de la distribution estiment « manquer de moyens ou d'outils pour exercer correctement leur métier ».

Avant la révision du Code de gestion des pesticides en 2012, il y avait par ailleurs une certaine incohérence dans la politique de protection des enfants. En effet, certains pesticides interdits dans des endroits publics fréquentés par les enfants étaient toujours permis sur les pelouses domestiques, parce qu'ils n'étaient pas inscrits sur la liste des substances interdites. Le Code s'appliquait uniquement aux surfaces gazonnées, car il avait été démontré par des études épidémiologiques que le risque relatif d'exposition, notamment pour les enfants, était plus important sur les gazons. Il excluait donc les arbustes et autres plantes, qui font pourtant partie intégrante de l'aménagement paysager. Le Code révisé prévoit de ne pas se limiter uniquement aux surfaces gazonnées, mais d'inclure les plates-bandes, les arbres et les arbustes, ainsi que les autres végétaux faisant partie d'un aménagement paysager (Ramanitrarivo et Poncin, 2008).

L'étude des effets à long terme des interdictions visées par le Code est un exercice pratiquement impossible à réaliser du fait de l'absence de suivi de ces effets. Il serait cependant possible d'évaluer les impacts sur la base des intoxications aiguës pour lesquelles le Centre anti-poison du Québec compile des données depuis plusieurs années.

Enfin, les objectifs du Code semblent difficiles à atteindre par le seul effort de communication. Les intervenants interrogés (notamment à la Ville de Montréal) sont unanimes sur la nécessité d'augmenter les ressources et de perfectionner les outils d'application du Code afin d'en assurer un meilleur contrôle et une meilleure application. Très peu d'activités de contrôle ont été effectuées auprès des entreprises d'entretien d'espaces verts, dont plusieurs ne respecteraient pas le Code. De plus, les inspecteurs interrogés, principalement ceux engagés par les municipalités, font remarquer qu'ils ne reçoivent pas de formation adéquate pour effectuer des prélèvements conformes aux exigences légales.

La commission Cousineau a recommandé que le Code soit complété par des règlements municipaux. Dans les faits, au Québec, 40 % des citoyens habitent dans des villes qui ont adopté un règlement municipal plus restrictif que le Code. À titre d'exemple, l'application de pesticides sur le territoire de la Ville de Montréal (plus d'un million d'habitants) est interdite sauf si l'utilisateur obtient un permis d'application et ce seulement en cas d'infestation, notion définie clairement dans le règlement municipal¹¹⁸. Au-delà des municipalités, la province d'Ontario (où se

118. « L'infestation se définit par la présence d'insectes, moisissures ou autres agents nuisibles, à l'exception d'herbes nuisibles, sur plus de 50 % de l'espace délimité par une pelouse ou sur plus de 5 m² de l'espace délimité par une plate-bande. Il y a également infestation lorsque la présence d'herbes nuisibles, insectes, moisissures ou autres agents nuisibles, peu importe l'étendue, crée une menace à la sécurité, à la santé humaine, à la survie des arbres et arbustes ou à la vie animale » (art. 2).

situent Ottawa, la capitale canadienne, et Toronto, la capitale économique du pays) a mis en place une loi sur l'interdiction des pesticides utilisés à des fins esthétiques, entrée en vigueur en avril 2009. Elle interdit l'usage de 96 substances actives sur les pelouses et jardins publics et privés de même que la vente de 172 produits contenant ces derniers. À ce nombre s'ajoutent 103 autres produits à usage mixte dont la vente au détail est soumise à de nouvelles restrictions (mise sous clé). Par ailleurs, le Code est venu renforcer et aider les municipalités qui interdisaient l'usage des pesticides sur leur territoire, mais qui n'avaient pas le pouvoir d'en interdire la vente. Dans les villes ayant consacré les ressources nécessaires à l'application de leur règlement, des changements notables ont été constatés, car les entreprises se conforment de plus en plus au règlement (diminution du nombre de constats d'infraction émis).

La réglementation québécoise, de type coercitive, interdit l'application et la vente des pesticides destinés à l'usage domestique les plus nocifs pour la santé. Il s'agit d'un cadre général, ensuite décliné au niveau local dans les municipalités. Un impact positif a été constaté sur la réduction des usages domestiques des pesticides et sur le développement de méthodes alternatives. Des moyens supplémentaires sont cependant à mobiliser pour le contrôle de la bonne application du code et pour mettre à disposition des utilisateurs des informations concernant les alternatives aux pesticides. En France, les ministères en charge de l'Agriculture et de l'Écologie ont mis en place en 2010 une campagne de communication sur trois ans afin de sensibiliser les jardiniers amateurs aux pesticides qu'ils utilisent et aux dangers qu'ils peuvent présenter. Début 2014, une loi¹¹⁹ a été adoptée afin de mieux encadrer l'utilisation des pesticides par les personnes publiques et les usagers non professionnels à partir de 2020.

Évaluation des impacts des politiques publiques

Scénarisation des changements de pratiques à l'échelle du territoire et évaluation *a priori* des impacts des pesticides

Les politiques publiques peuvent être évaluées à différentes échelles ; celle du territoire – impliquant directement les acteurs – et celle du bassin-versant apparaissent particulièrement intéressantes. Il existe de nombreux indicateurs pour l'évaluation des actions d'amélioration de la qualité de l'eau. La plupart ont été conçus à l'échelle

119. Loi n° 2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national. Cette loi, qui modifie le Code rural et de la pêche maritime, comporte deux volets. Un premier volet consiste en l'interdiction faite aux personnes publiques (État, régions, communes, départements, groupements et établissements publics) d'utiliser des produits phytosanitaires pour l'entretien des espaces verts, de forêts et de promenades. Cette règle s'appliquera à partir du 1^{er} janvier 2020. Un second volet prévoit l'interdiction, à compter du 1^{er} janvier 2022, de la mise sur le marché, de la délivrance, de l'utilisation et de la détention de produits phytosanitaires pour un usage non professionnel, et concerne donc les particuliers.

de l'exploitation agricole et des parcelles. En revanche, la disponibilité d'indicateurs à l'échelle des territoires reste encore problématique. Cette aire géographique étant plus grande que celles traditionnellement étudiées par la recherche agronomique, elle pose la question de la disponibilité des données et de la prise en compte des différents niveaux d'organisation spatiale (Daalgard *et al.*, 2003 ; van Ittersum *et al.*, 2008). Une méthode a été proposée par Vernier et Rousset (2014) (figure 8.1) pour évaluer à cette échelle les actions mises en place dans le cadre de mesures agro-environnementales territorialisées (MAET). Elle est fondée sur la construction de scénarios et sur l'évaluation de leurs effets sur le long terme.

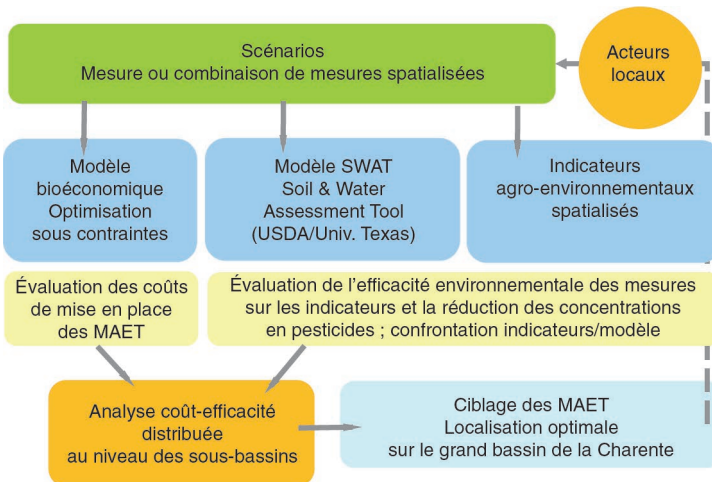


Figure 8.1. Démarche générale mise en œuvre par Vernier et Rousset (2014) pour l'évaluation des mesures mises en place dans le cadre des mesures agroenvironnementales territorialisées (MAET) appliquée au bassin de la Charente.

Dans cette méthode, le système étudié est décrit par ses différentes composantes et des scénarios de changements de pratiques peuvent alors être évalués à différentes échelles (commune, bassin-versant, région ou grand bassin-versant) grâce à des indicateurs spatialisés et au modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), en termes de rapport coût/efficacité (Vernier *et al.*, 2013). L'efficacité des politiques est évaluée soit par le gain en termes d'IFT apporté par le scénario à l'échelle du territoire étudié, soit par la réduction des concentrations en substances actives simulée par le modèle SWAT. L'objectif est de prendre en compte de manière simultanée les processus et les niveaux d'organisation, l'efficacité environnementale, les facteurs économiques et l'impact financier sur les exploitations.

Une première application de cette méthode a été réalisée sur le bassin-versant du Né en Charente, en évaluant différents scénarios agroenvironnementaux spatialisés, appliquant de manière partielle ou totale sur le bassin-versant des évolutions de l'assolement et des rotations, des MAET ou des aménagements dans des zones sensibles (bandes enherbées, transformation en prairies). Un scénario est constitué par une mesure ou un ensemble de mesures appliquées sur une zone définie. Le terme « mesure » entend toute modification des pratiques agricoles (itinéraires

techniques et assolement) ou des aménagements. Le scénario S0 correspond à la réalité actuelle modélisée (référence temporelle période 2006-2010). Les autres scénarios permettent des prévisions à partir du même modèle afin de tester des hypothèses d'évolution de l'occupation du sol ou des pratiques. À partir de ces scénarios, les politiques agroenvironnementales (MAET et autres MAE à enjeu eau, programmes de l'Agence de l'eau) sont intégrées et les mesures alternatives discutées avec des groupes d'acteurs. Le tableau 8.1 décrit les principaux scénarios testés. Le travail de scénarisation suppose l'acquisition préalable de données de base sur les activités agricoles à l'échelle d'un bassin-versant, sur l'occupation des sols (Vernier *et al.*, 2010) et sur les itinéraires techniques pour chaque rotation considérée. Ce jeu de données commun est ensuite pris en compte par l'ensemble des outils mobilisés : modèle agrohydrologique SWAT, modèle économique et chaîne de calcul des indicateurs.

Les échelles d'agrégation spatiale retenues par Vernier et Rousset (2014) sont une zone homogène de bassin-versant « type de sol/occupation du sol-rotation », puis le sous-bassin défini dans le modèle SWAT. Avec ce niveau d'agrégation, à l'échelle du grand bassin-versant, il n'est pas possible de prendre en compte des cultures minoritaires en termes de surface, qui pourraient avoir localement un impact non négligeable sur la ressource en eau (par exemple, arboriculture ou cultures légumières). De même, la prise en considération du développement de l'agriculture biologique, qui concerne de faibles surfaces, est difficile à cette échelle. Des zooms peuvent toutefois être effectués sur des zones d'actions prioritaires, où peuvent être testés quelques scénarios de cultures ou systèmes particuliers (figure 8.2).

Le modèle SWAT est conçu pour prendre en compte plusieurs échelles emboîtées ainsi que les spécificités des activités agricoles (croissance des plantes). Dédié essentiellement à la description des pollutions diffuses en zone rurale, il est utilisé pour l'évaluation des effets de l'agriculture sur l'air, les eaux superficielles et souterraines et les sols, dans différents contextes pédoclimatiques (Bouraoui *et al.*, 2005 ; Ficklin *et al.*, 2009). Il permet de travailler sur de vastes territoires (de quelques à plusieurs milliers de kilomètres carrés).

En complément des flux de pesticides simulés par le modèle, l'évaluation des scénarios se fait avec une batterie d'indicateurs. Les indicateurs retenus (Vernier *et al.*, 2013) pour l'évaluation des scénarios sont les suivants :

- indicateur « pression par matière active » Prema (quantité appliquée par unité de surface ou unité de SAU) ; cet indicateur est calculé pour les dix substances actives « traceurs » sélectionnées avec une approche multicritère en concertation avec les gestionnaires locaux ;
- indicateur reflétant l'intensité de pratiques (IFT), utilisé dans la mise en œuvre du plan Écophyto ; cet indicateur est calculé pour l'ensemble des produits utilisés dans un itinéraire technique ;
- indicateur « analyse des risques de transfert de phytosanitaires vers les aquifères » Arthur (Minette, 2012), développé par la Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes, prenant en compte les contextes pédoclimatiques locaux ;
- indicateur de risque composite proposé par l'Irstea prenant en compte les pressions et la vulnérabilité (sols, pentes, taux de drainage).

Tableau 8. 1. Principaux scénarios testés par Vernier et Rousset (2014).

Scénario	Description du scénario	Modification des pratiques	Modification de l'assolement	Pourcentage d'application
S0	Scénario initial et de référence			100 % du bassin-versant
S9	Pratiques intensives	Fréquence supérieure des traitements phytosanitaires sur la succession culturale		100 % du bassin-versant
S2	Prise en compte des MAET FERTL_01-PHYTO_04 pour les grandes cultures et PHYTO_04 et PHYTO_10 pour la vigne	<p>Objectif MAET pour l'inter-rangs (vigne) IFT Herbicide égal à 0</p> <p>Objectif MAET grandes cultures IFT Herbicide de 1,04</p> <p>Fertilisation azotée : maximum 140 UN par ha et par an</p> <p>Objectif MAET vigne IFT Herbicide de 0,56</p>	Allongement des rotations (soit avec 3 années de luzerne, soit 1 année de pois de printemps)	100 % du bassin-versant
S1A	Combinaison des scénarios S0 et S2	Pratiques du S0 et S2	Combinaison des rotations du S0 et du S2	75 % de la SAU en S0 et 25 % en S2 (25 % des grandes cultures et 25 % des vignes)
S3A	Conversion d'une partie des surfaces de vigne en vigne biologique	Pas d'itinéraires techniques décrits pour le BIO, à part azote sous forme organique	Vigne biologique et vigne conventionnelle	20 % des vignes en vigne biologique, 80 % en S0 (vigne conventionnelle) Grandes cultures en S0
S3B			Vigne biologique et vigne MAET	20 % des vignes en vigne biologique, 80 % en S2 (vigne MAET) Grandes cultures en S2
S4	Conversion des surfaces en grandes cultures au bord des cours d'eau en prairies temporaires sous cahier des charges MAET	0 unité d'azote pour les prairies temporaires MAET	Introduction des prairies temporaires MAET	100 % des surfaces en grandes cultures situées à moins de 20 m des cours d'eau, le reste en S0

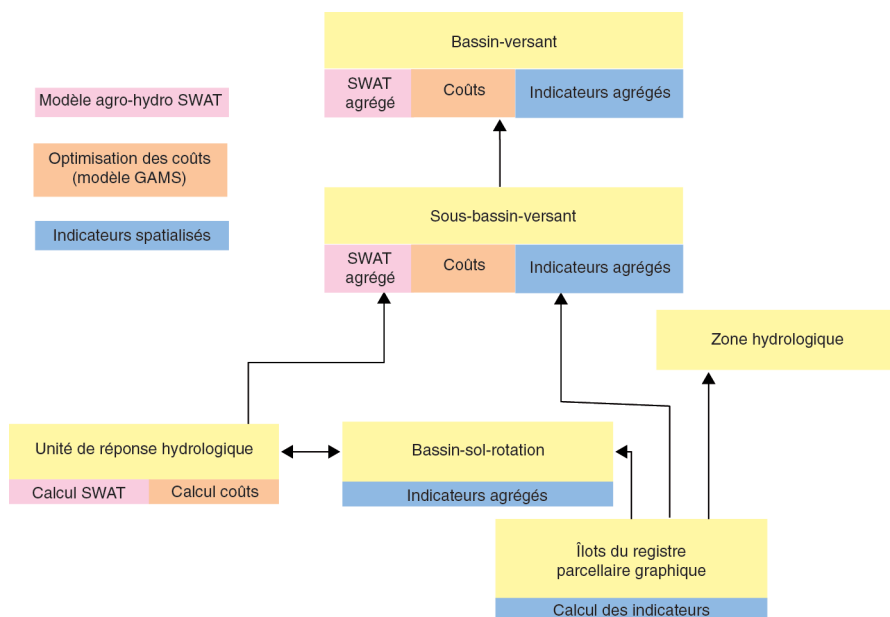


Figure 8.2. Emboîtement des échelles dans la démarche de scénarisation et de modélisation intégrée proposée par Vernier et Rousset (2014).

La majorité de ces indicateurs rend compte des effets des modifications dans les itinéraires techniques et les successions culturales (allongement des rotations). Des changements liés à des aménagements au sein des bassins-versants (drainage, bandes enherbées) ne pourront être éventuellement considérés que dans le cas de l'indicateur composite alliant pression et vulnérabilité.

L'application au bassin du Né a permis de tester le modèle, montrant que les résultats de la modélisation du point de vue de la distribution des surfaces par culture sont conformes à l'occupation du sol initiale. L'efficacité de chaque scénario est évaluée parallèlement par les indicateurs et par le modèle SWAT. La figure 8.3 présente l'exemple de confrontation de la pression exercée (indicateur Prema pour le glyphosate) et des concentrations simulées dans le cours d'eau dans le bassin-versant du Né.

Optimisation des pratiques à l'échelle du territoire

Différentes démarches visant à optimiser la localisation des bonnes pratiques agricoles et la ré-allocation des systèmes de culture à l'intérieur d'un bassin-versant ont été établies (Lescot *et al.*, 2007 ; Meyer *et al.*, 2009 ; Pradel, 2007). Vernier et Rousset (2014) ont proposé une démarche d'optimisation multi-objectifs, en couplant le modèle agrohydrologique à un modèle bioéconomique développé sous GAMS (*General Modelling Algebraic System*) (Brooke *et al.*, 1988 ; Mc Carl, 2009). Ce modèle repose sur la segmentation du bassin-versant en unités homogènes du point de vue du fonctionnement hydrologique, du type de sol et de

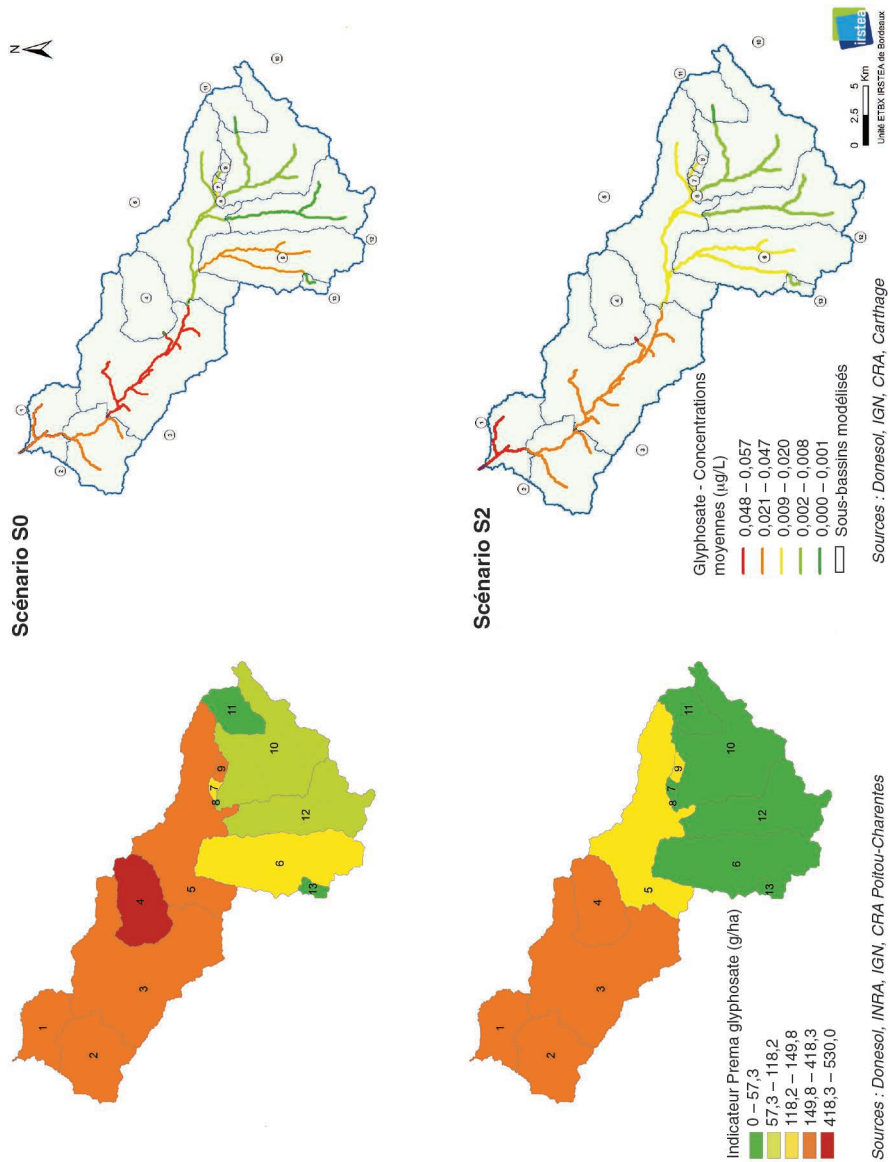


Figure 8.3. Confrontation de la pression exercée (indicateur Prema) et des concentrations en glyphosate simulées dans le bassin-versant du Né, pour le scénario S0 (de référence) et le scénario S2 (allongement des rotations) (Vernier et Rousset, 2014).

l'occupation du sol (*Hydrologic Response Unit* ou HRU) et simule l'utilisation des terres agricoles au niveau de chaque HRU. Il suppose que les agriculteurs n'ont aucun moyen d'intervention sur les prix de vente ou d'achat et qu'ils cherchent à maximiser leur profit. Le modèle optimise le système en maximisant la marge brute des agriculteurs puisque l'aversion au risque n'est pas prise en compte dans le choix ou non d'implémenter une mesure particulière. Les MAE sont introduites dans le modèle bioéconomique soit en tant que nouvelles activités (nouvelles cultures principales, cultures dérobées, prairies, bandes enherbées) soit comme autres activités avec des paramètres de pratiques modifiées (réduction des pesticides ou engrais).

La modélisation bioéconomique permet d'évaluer les coûts privés directs¹²⁰ de mise en place des scénarios à l'échelle des sous-bassins et du bassin-versant. Ainsi, les coûts moyens annuels calculés varient entre 0 et 170 € par hectare de mesure implantée. La somme actualisée de ces coûts est mise en regard de leur efficacité évaluée vis-à-vis soit des objectifs intermédiaires de réduction des pressions polluantes (IFT), soit des objectifs finaux (baisse des concentrations à l'exutoire du bassin). L'intégration des coûts privés modifie le classement des scénarios. Ainsi, le bilan coût-efficacité pour un scénario donné ne sera pas le même à l'échelle de chaque sous-bassin versant. Une intégration des coûts publics de mise en place des mesures permettrait d'ajouter un critère supplémentaire pour aider au choix du scénario le plus adapté, en fonction des budgets d'intervention disponibles.

Vernier et Rousset (2014) ont ainsi proposé une méthode originale pour évaluer les impacts des MAE à enjeu eau/pesticides. Elle repose sur la construction de scénarios spatialisés qui sont évalués sur le long terme à l'aide d'indicateurs agroenvironnementaux et économiques. Une optimisation de ces scénarios selon différents objectifs économiques et environnementaux peut être effectuée. La méthode et les outils développés sont testés dans un contexte plus opérationnel d'appui à la mise en œuvre d'un programme d'actions sur une zone d'aire d'alimentation de captage Grenelle 2 et pour la mise en œuvre du schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) Charente. Ce projet, financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, a pour objectif une application de la méthode en appui aux programmes d'actions et l'évaluation des possibilités de transfert aux gestionnaires locaux.

Conclusion

Les résultats du programme Pesticides montrent une diversité d'instruments de politiques publiques : instruments réglementaires, incitations économiques, formation et information, etc., qui peuvent être combinés pour atteindre l'ob-

120. Les coûts privés directs sont des coûts pour l'agriculteur liés aux changements modélisés (itinéraire technique, occupation du sol, aménagement) et non des coûts publics de mise en place de la mesure.

jectif de réduction des risques liés aux pesticides. Ces instruments ont différents impacts, dont la mesure constitue un front de recherche.

Il est également essentiel que les actions conduites aux différentes échelles (européenne, nationales et territoriales) soient cohérentes et aient pour objectif de favoriser les initiatives locales.

Par ailleurs, la gouvernance en termes de protection de l'environnement mobilise de plus en plus la société civile, posant la question des modalités de son implication.

Conclusion

Les travaux soutenus dans le cadre du programme Pesticides ont permis de mettre en exergue un certain nombre de freins à l'adoption de nouvelles pratiques. Au-delà des freins techniques, le rôle des représentations liées aux pesticides, aux pratiques respectueuses de l'environnement et à la place de l'agriculteur a été mis en avant, tant par les approches sociologiques, anthropologiques qu'économiques.

Les travaux menés ont également montré l'importance des réseaux et l'influence des groupes de pairs sur les pratiques individuelles. Pour être efficace, la diffusion d'informations et de pratiques doit donc tenir compte de ces réseaux. Le conseil agricole a un rôle important à jouer dans ce cadre : si un changement de posture est nécessaire chez les utilisateurs pour tendre vers des approches plus systémiques, un changement identique est attendu chez les conseillers pour accompagner le changement de pratiques. De même, ils doivent pouvoir être à même de favoriser les réflexions en groupe et de mener des actions de coordination locale. Enfin, les filières ont un rôle important à jouer : telles qu'elles sont organisées, elles tendent à figer les évolutions au travers de la mise en place de cahiers des charges. Des innovations doivent également être favorisées à ce niveau, au travers de nouvelles formes de commercialisation, par exemple la mise en place de démarches de qualité et le développement de circuits courts.

Les décideurs peuvent s'emparer de ces éléments pour élaborer de nouvelles politiques publiques. Pour agir sur les représentations, il s'agit par exemple d'informer les utilisateurs des pesticides des risques associés à leur utilisation et de l'efficacité des pratiques alternatives. Il s'agit aussi de favoriser l'émergence de pratiques innovantes et leur diffusion. L'analyse des différents instruments de politique publique a montré que la combinaison taxation-subsidiation est potentiellement efficace pour atteindre ces objectifs. Des recherches restent à entreprendre sur d'autres outils, comme par exemple les marchés de droits échangeables et les assurances. Il importe également de favoriser de nouvelles formes d'organisation. Les politiques publiques doivent donc être assez flexibles pour permettre l'émergence de systèmes alternatifs, la partie 3 de cet ouvrage ayant montré qu'il n'existe pas un, mais plusieurs systèmes alternatifs, à adapter au contexte local. Des incohérences entre actions locales de réduction d'utilisation des pesticides et actions mises en œuvre au niveau national ont été relevées. Un travail de réflexion sur la subsidiarité et la coordination entre les politiques publiques à différentes échelles est donc à mener. Pour cela, il est également nécessaire de faire remonter les résultats d'expériences locales à des échelons supérieurs.

Les travaux menés dans le cadre du programme Pesticides ont permis de montrer l'intérêt d'associer les sciences humaines et sociales à la réflexion sur les pesticides, ainsi que l'intérêt de travaux interdisciplinaires dans ce domaine.

Enfin, la société civile étant de plus en plus impliquée dans la gestion environnementale, se pose la question de la mise en place d'un nouveau mode de gouvernance en matière de pesticides, compatible avec le principe de participation de la Charte de l'environnement.

Apports pour la gestion : regard de Ronan Vigouroux, Union des industries de la protection des plantes (UIPP), membre du comité d'orientation du programme Pesticides

Principaux résultats

Bien connaître l'utilisation des produits phytopharmaceutiques est un préalable à toute action visant à modifier les pratiques. À cet effet, des indicateurs de pression d'utilisation et des bases de données renseignant sur les spécialités commerciales sont disponibles (Guichard *et al.*, 2010).

Guichard *et al.* (2010) ont analysé les principaux systèmes de culture dans lesquels s'insère le colza, c'est-à-dire les principales combinaisons entre stratégies agronomiques (par exemple : polyculture-élevage en rotations longues et diversifiées ; rotations courtes, labour et pailles laissées) et conduites culturales (en fonction des pratiques de travail du sol, de fertilisation, de recours aux semences certifiées). Les IFT apparaissent très dépendants des systèmes de culture et doivent être analysés conjointement avec les performances de ces systèmes.

Michelin *et al.* (2012), analysant le problème des pullulations de campagnols dans l'Ain et en Franche-Comté, ont montré que l'attitude des éleveurs face à ce fléau relève de facteurs psychologiques complexes, représentations du métier et postures extrêmement variées vis-à-vis des produits utilisés. La gestion du problème faisant appel à une combinaison de solutions techniques devant être mises en place à une échelle différente de celle de l'exploitation, l'intervention du conseil, voire de la puissance publique est souvent déterminante dans les stratégies adoptées.

L'analyse des conditions d'engagement qui ont conduit les viticulteurs girondins à s'inscrire dans une démarche environnementale volontaire met en exergue des motivations prédominantes sensiblement différentes pour les deux démarches (Bélis-Bergouignan *et al.*, 2007) : d'une part les viticulteurs biologiques, qui fondent leur démarche principalement sur la cohérence entre choix techniques et éthiques et un choix individuel, d'autre part les viticulteurs raisonnés, plus influencés par leur coopérative ou une charte de production et par le conseil technique, fondant davantage leur démarche sur une anticipation de l'évolution de la réglementation et des attentes sociétales. Dans les deux cas, on retrouve un désir de progresser techniquement, des considérations liées à l'impact potentiel des pesticides sur la santé des utilisateurs et de leurs proches. Les innovations techniques ne sont adoptées que dès lors qu'elles sont accessibles économiquement et que les viticulteurs peuvent les connaître (rôle de la prescription). La valorisation des nouvelles techniques dans le prix de vente du produit final est rarement un moteur d'adoption.

Teil *et al.* (2007) ont identifié trois types d'organisation du marché fondés respectivement sur le « bio », le raisonné et le terroir, chacune ayant une façon différente pour faire valoir sur le marché les démarches environnementales difficiles à valoriser.

Les agriculteurs sont réticents aux changements de pratiques, car ils ont une aversion marquée au risque de pertes économiques et les produits phytopharmaceutiques sont un facteur puissant de réduction du risque (Bougherara *et al.*, 2014).

Valantin-Morison *et al.* (2007) ont montré que le conseil agricole, majoritairement lié à la distribution, visait principalement, dans le cas de la culture du colza, l'obtention de performances, la conformité à la réglementation et la diminution des charges liées aux pesticides, mais rarement la diminution de la pression de bioagresseurs qui permettrait de diminuer le recours aux pesticides.

La prescription peut être descendante ou remontante (Nicourt *et al.*, 2007). Descendante, elle est d'ordre réglementaire ou vise la qualité du produit (cahier des charges de production) et ne prend que partiellement en compte les spécificités locales (à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation), ce qui limite son potentiel de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques. La prescription remontante, émanant des producteurs eux-mêmes (prescriptions réciproques), est profondément impactée par les notions d'esthétique, de travail (visuellement) bien fait ou de sécurité

d'approvisionnement (qualité du raisin livré à la coopérative), ce qui peut engendrer des stratégies de sécurité.

Salles et Barrault (2010) ont montré que chez les jardiniers amateurs la représentation du risque sanitaire et environnemental lié à l'utilisation des pesticides est largement dépendante de l'âge et du sexe : les hommes de plus de 55 ans ont les pratiques les plus à risque. Généralement, les jardiniers amateurs sous-estiment le risque, même s'ils en ont conscience, pour leur santé ou pour l'environnement. Ils cherchent avant tout des solutions efficaces, en termes de facilité de mise en œuvre et de résultat. Le prix influe peu sur la décision d'achat. Les images de jardin parfait véhiculées par les magazines spécialisés ne correspondent que très peu à la réalité. Par ailleurs, les conseillers-vendeurs de la distribution apparaissent pas ou peu disponibles.

Pour favoriser les changements de pratiques, la puissance publique dispose d'outils réglementaires (obligations, contraintes), d'instruments d'incitation économique (taxes, redevances, permis négociables) et peut s'appuyer sur des engagements volontaires. La contrainte réglementaire a montré sa faible efficacité en matière de protection de l'environnement, notamment parce que les coûts étant très variables et difficiles à estimer, il n'est pas possible d'imposer un niveau de contraintes élevé et parce que le contrôle est très compliqué à mettre en œuvre. La taxation présente de nombreux avantages (simplicité de mise en œuvre, de contrôle, adaptation progressive des utilisateurs), mais se heurte à la faible élasticité par rapport au prix des produits phytopharmaceutiques.

Michelin *et al.* (2012) ont montré l'intérêt d'adapter les politiques publiques aux expériences locales et d'adopter une approche globale des problèmes en ne focalisant pas sur la réduction des pesticides, mais sur l'optimisation technico-économique des systèmes de production et l'insertion de l'activité dans son environnement. Pour Bélis-Bergougnyan *et al.* (2007), de nouvelles formes de gouvernance, à l'échelle locale, permettront une meilleure atteinte des objectifs. Les politiques publiques reposent sur une combinaison d'instruments très divers ; ainsi, leur évaluation est très difficile, ce qui rend nécessaire la recherche de cohérence entre toutes ces politiques et instruments, aux échelles européenne, française et locale.

Utilisation de ces résultats

L'identification des différents systèmes de culture en colza permet d'entrevoir une approche technique différenciée pour chacun. La démarche pourrait être élargie aux autres cultures, voire aux systèmes de culture.

En vigne, une meilleure mise en valeur des démarches volontaires et une meilleure accessibilité des techniques *via* des partages d'expérience sont des leviers qui pourraient accélérer l'adoption de techniques innovantes. Les motivations des viticulteurs « bio », raisonnés ou défenseurs du terroir étant somme toute assez proches, qu'elles aient pour base des considérations éthiques, les attentes du marché, de la société civile ou une combinaison de celles-ci, un socle commun pourrait être travaillé par les conseillers agricoles afin d'atteindre une diminution efficace de l'impact des techniques viticoles sur l'environnement pour garantir l'acceptabilité sociale et la valorisation par le marché.

Le conseil agricole doit évoluer vers une approche plus stratégique et globalisante, et moins tactique. Le conseiller doit co-construire la solution avec l'agriculteur plutôt que d'apporter des recettes toutes faites, afin de mieux prendre en compte la réalité du terrain et l'expérience du producteur.

Les prescriptions descendantes et ascendantes doivent se rejoindre en intégrant les contraintes de l'aval et la connaissance du terrain, pour assurer un haut niveau de production (qualité et quantité) tout en optimisant les techniques (coût acceptable) et en limitant leur impact sur l'environnement.

Pour les jardiniers amateurs, une meilleure disponibilité du conseil dans les points de vente et le développement d'une approche préventive (choix des espèces) semblent des leviers intéressants. La récente loi Labbé (2014) qui vise à interdire l'utilisation

de produits phytopharmaceutiques dans les jardins de particuliers augmente encore l'urgence d'une pédagogie pour que les jardiniers adoptent d'autres stratégies.

La contrainte réglementaire et l'incitation financière ayant montré leurs limites, il est nécessaire d'en renforcer les effets en favorisant les démarches volontaires, notamment en améliorant l'accès à l'information (formation, prescription). Ces démarches doivent être encadrées par une gouvernance nouvelle, impliquant les producteurs et leurs organisations.

Besoins complémentaires

Les besoins complémentaires relèvent de trois catégories.

Premièrement, les références techniques doivent être complétées. Il faudrait développer une approche pour l'estimation de l'efficacité des moyens de production pour les principales cultures et par système de culture afin d'envisager de les modifier, car dans un système tous les éléments sont interdépendants : un producteur de colza n'a pas les mêmes objectifs et donc la même stratégie pour cette culture selon qu'il est céréalier en rotation courte, polyculteur ou éleveur. Cette approche ne peut se limiter à un seul indicateur comme l'IFT, qui ne mesure pas l'efficacité du système. Le réseau Dephy doit être une source d'expérience et de références et alimenter ainsi les réseaux de partage.

Deuxièmement, le partage d'informations et la diffusion du progrès pourraient être améliorés. Une actualisation de l'évaluation des compétences et des approches des conseillers pourrait, après la mise en place de l'agrément et le Certiphyto, apporter un éclairage sur l'efficacité de ces outils, par ailleurs plébiscités par la plupart des acteurs du plan Écophyto. La formation Certiphyto doit être poursuivie et ses contenus renouvelés et actualisés. L'utilisation des réseaux sociaux et plus généralement des nouvelles technologies de l'information et de la communication pour la diffusion des méthodes et le suivi des bio-agresseurs doit être accentuée. D'une part, la technologie permet désormais de construire des bases de données à partir des expériences réelles, et non plus seulement sur les essais en conditions contrôlées ; ceci peut se traduire par un monitoring des performances et des impacts (apparition de résistances, propagation d'un bio-agresseur, effets non intentionnels). D'autre part, les sites d'information et de partage (ÉcophytoPIC, applications dédiées) doivent devenir des outils pratiques quotidiens pour les acteurs du conseil et les producteurs.

Troisièmement, il est utile de progresser en termes d'évaluation des instruments de politique publique, à la fois sur le plan économique (mesure de l'évolution des performances économiques des exploitations et des filières en lien avec les changements de pratiques, mesure de l'efficacité des incitations financières...) et sur le plan du suivi de leur mise en œuvre (modalités de mise en place des contraintes réglementaires par les agriculteurs, bilan des contrôles, sondages, audits...).

Apports pour la gestion : regard de Sylvie Brochot, MAAF, Direction générale des politiques agricole, agroalimentaire et des territoires (DGPAAT), membre du comité d'orientation du programme Pesticides

Principaux résultats

La mise au point d'indicateurs de pression permettant d'évaluer l'utilisation au champ des pesticides – tels que l'IFT PC, indicateur de fréquence de traitement produit commercial – est fondamentale pour la conception et le pilotage des politiques publiques. Guichard *et al.* (2010) ont montré la pertinence de la notion d'efficacité des pesticides avec l'indicateur « nombre de quintaux produits » rapporté à l'unité d'IFT.

Le travail de sociologie de Michelin *et al.* (2012) sur les pullulations de campagnols a souligné que les solutions techniques produisant des effets durables doivent être élaborées par l'agriculteur lui-même en fonction de sa situation singulière ; ce faisant, il doit s'appuyer sur des savoirs composites, élaborés notamment au sein de collectifs.

Au-delà de constats sur l'inadéquation du conseil agricole actuel et de propositions de remédiations, c'est la difficulté, pour ce conseil, de passer de la tactique à la stratégie de protection intégrée qu'ont pointée Valantin-Morison *et al.* (2007).

Les travaux d'économie permettent de relativiser le poids des déterminants purement économiques dans les changements entrepris chez les agriculteurs. Ainsi, Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) ont montré que l'adoption des démarches environnementales volontaires ne dépend pas uniquement de leur rapport coût/bénéfice. Ce constat est confirmé par Teil *et al.* (2007).

Le poids de l'aversion au risque dans la généralisation du changement est souvent évoqué. Les résultats acquis par Bougherara *et al.* (2014) tendent à confirmer ce fait. Les agriculteurs ont tendance à surestimer les faibles probabilités dans le risque et, dans certains cas, à sous-estimer les fortes probabilités.

À l'échelon d'une filière, les cahiers des charges qui visent plutôt la traçabilité des produits, leur standardisation et la régularité de l'approvisionnement aux niveaux qualitatif et quantitatif et sont peu exigeants en matière d'impact environnemental peuvent être un véritable frein à l'innovation (Nicourt *et al.*, 2007).

Utilisation de ces résultats

L'appui méthodologique issu des travaux de Champeaux (2006) a contribué au déploiement de l'indicateur IFT PC, désormais mobilisé dans la mise en œuvre des mesures agroenvironnementales (MAE) ou l'accompagnement des groupes Dephy. Le partenariat action publique et recherche mobilisé pour l'IFT PC pourrait être reconduit à l'avenir avec la perspective d'un IFT SA (substances actives) évitant que le recours à des produits multi-substances ne fasse baisser artificiellement l'IFT sans que le système de culture mis en place soit lui-même moins dépendant des pesticides (Guichard *et al.*, 2010). Ce travail montre par ailleurs la pertinence de la notion d'efficacité des pesticides qui pourrait être mobilisée avec intérêt dans des actions de sensibilisation des professionnels agricoles.

Sur un plan général, les travaux de sciences sociales conduits par le programme sont salutaires, car ils permettent d'objectiver les comportements des acteurs dans diverses situations et de rompre avec les propos tenus communément. Ils relativisent la rationalité des acteurs.

Les approches expérimentales pour étudier le comportement des agents économiques vis-à-vis de l'utilisation de pesticides ont montré leur intérêt dans ce programme. Leurs résultats pourraient contribuer à faire évoluer les cahiers des charges des filières dans le sens de l'intégration d'enjeux environnementaux.

À l'échelon national, l'équilibre recherché entre les différents types d'instruments (réglementaires *versus* incitation économique) pour la régulation des pesticides, défendu dans de nombreux travaux, a probablement pesé dans le projet de mise en place de certificats d'économie de produits phytosanitaires.

À l'échelon territorial, Michelin *et al.* (2012) ont proposé des voies pour favoriser l'émergence de solutions co-construites impliquant les savoirs élaborés dans des collectifs d'acteurs. Des propositions sont faites pour une meilleure gouvernance locale de la problématique des campagnols terrestres : ne pas focaliser sur la réduction d'utilisation des pesticides, mais plutôt sur une optimisation technique et économique des systèmes de production, et sur la préservation d'aménités écologiques et paysagères ; favoriser des démarches collectives et le dialogue entre les différents acteurs ; faciliter l'accès à l'information. Ces propositions sont certainement transposables à d'autres problématiques phytosanitaires. Elles rejoignent celles de Bélis-Bergouignan *et al.* (2007) qui préconisent la mise en œuvre de nouveaux modes de gouvernance.

Besoins complémentaires

L'étude des systèmes économes en produits phytosanitaires et de leurs déterminants nécessite la caractérisation de pratiques culturelles dépassant largement le champ des

pratiques phytosanitaires, voire même la caractérisation de l'ensemble des systèmes d'exploitation. Des travaux doivent être développés dans cette direction.

Par ailleurs, si les travaux de sociologie abordent largement les questions de perception individuelle de l'agriculteur, ils considèrent assez peu la constitution de représentations qui émergent au sein de systèmes d'acteurs et d'organisations. Une approche plus politique abordant les mobilisations, les coalitions, les médiateurs, les idées compléterait utilement les approches sociologiques.

Enfin, il serait intéressant d'intégrer les effets des non-humains sur l'action (matériels, ravageurs, produits).

Bibliographie

- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. Rapport de l'expertise collective réalisée par l'Inra et le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche et du ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- Barbier J.-M., Bontems P., Carpentier A., Lacroix A., Laplana R., Lemarié S., Turpin N., 2005. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. *In : Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*, Aubertot J.-N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I. Rapport de l'expertise collective réalisée par l'Inra et le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche et du ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- Barrey S., Teil G., 2011. Faire la preuve de l'authenticité du patrimoine alimentaire – le cas des vins de terroir. *Anthropology of Food*, numéro spécial sur le patrimoine alimentaire, 8, 6783. <http://aof.revues.org/index6783.html>
- Beaumais O., Chiroleu-Assouline M., 2002. *Économie de l'environnement*. Collection Amphi Économie, Bréal éditions, Paris, 240 p.
- Becker G.M., DeGroot M.H., Marschak J., 1964. Measuring utility by a single-response sequential method. *Behav. Sci.*, 9 (3), 226-232.
- Bélis-Bergouignan M.-C., Cazals C., Saint-Ges V., 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 1: Les innovations environnementales dans la viticulture*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 155 p.
- Binswanger H.P., 1980. Attitudes toward risk – Experimental measurement in rural India. *Am. J. Agric. Econ.*, 62 (3), 395-407.
- Bommelaer O., Devaux, J., 2011. *Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau*. Rapport « Études et documents » du Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable (SEEIDD) du Commissariat général au développement durable (CGDD), 34 p.
- Bougherara D., Gassmann X., Piet L., 2011. A structural estimation of French farmers' risk preferences: an artefactual field experiment. Working Papers No. 11-06, Smart-Lereco, Inra, Rennes.
- Bougherara D., Gassmann X., Piet L., Reynaud A., 2012. Eliciting farmers' risk and ambiguity preferences in the loss and gain domain. FUR XV International Conference, Foundations and applications of utility, risk and decision theory, Atlanta (Georgia), June 30-July 3, 2012, 12 p.
- Bougherara D., Denant-Boëmont L., Lohéac Y., Masclet D., Nauges C., Piet L., Reynaud A., Thomas A., 2014. *Rôle de l'aversion au risque des agriculteurs dans l'utilisation de pesticides et implications pour la régulation (AVERSIONRISK)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 76 p.
- Bouraoui F., Benabdallah S., Jrad A., Bidoglio G., 2005. Application of the SWAT model on the Medjerda river basin (Tunisia). *Phys. Chem. Earth A/B/C*, 30 (8), 497-507.
- Brooke A., Kendrick D., Meeraus A., 1988. *GAMS: A User's Guide*. The Scientific Press, San Francisco.

- Butault J.-P., Dedryver C., Gary C., Guichard L., Jacquet F., Meynard J., Nicot P., Pitrat M., Reau R., Sauphanor B., Savini I., Volay T., 2010. *Écophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ?* Inra, Paris, Synthèse du rapport d'étude, 90 p.
- Cerf M., Chantre E., Guillot M.N., Le Bail M., Lamine C., Omon B., Olry P., 2010. Vers des systèmes économes en intrants : quelles trajectoires et quel accompagnement pour les producteurs en grandes cultures ? *Innov. Agron.*, 8, 105-119.
- Champeaux C., 2006. *Recours à l'utilisation des pesticides en grandes cultures : évolution de l'indicateur de fréquence de traitement au travers des enquêtes « pratiques culturales » du SCEES entre 1994 et 2001*. Rapport d'étude commandité par le MAP (DGFAR), Inra UMR Agronomie, Grignon, 101 p.
- Champeaux C., 2007. *Les stratégies de protection du blé tendre contre ses bioagresseurs et la verse : Valorisation des données de l'enquête « pratiques culturales » du SCEES en 2001*. Rapport d'étude commandité par le MAP (DGFAR), Inra UMR Agronomie, Grignon, 91 p.
- Christie M., 2007. Private property pesticide bylaws in Canada. <http://www.flora.org/healthyottawa/BylawList.pdf> (consulté le 31 décembre 2007)
- Compagnone C., Lamine C., Hellec F., 2011. Propositions techniques et dynamiques de changement des agriculteurs. In : *Repenser la protection des cultures: innovations et transitions* (Ricci P., Bui S., Lamine C., eds.). Collection Sciences en partage, éditions Quae, Versailles, 101-128.
- Coulaud F., Morlans S., 2009. *Étude agro-anthropologique de la marge de manœuvre des exploitations agricoles et des agriculteurs face aux pullulations de campagnol terrestre*. Document de synthèse présentant la méthode de travail et les premiers résultats de l'étude réalisée en 2008 en Auvergne par Maëlle Dampffoffer et Shantala Morlans, Vetagro-Sup, Enitac, Lempdes, 28 p.
- Dalgaard T., Hutchings N.J., Porter J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agric. Ecosys. Environ.*, 100 (1), 39-51.
- Damette F., Scheibling J., 1995. *La France, permanences et mutations*. Hachette, Paris, 218 p.
- Dampffoffer M., 2008. *Contribution de l'analyse des systèmes de production à la mise au point d'une méthode agro-anthropologique de caractérisation de la marge de manœuvre des exploitations agricoles : application à la maîtrise des pullulations de campagnols terrestres (Arvicola terrestres)*. Mémoire de fin d'études « DAA Systèmes de Production, Environnement, Territoire ».
- Daniellou F., 2002. Le travail des prescriptions. XXXVII^e Congrès SELF, Évolutions de la prescription. Aix-en-Provence, France, 26-27 septembre 2002, Société d'ergonomie de langue française, 9-16.
- Daniellou F., Six F., 2000. Les ergonomes, les prescripteurs et les prescriptions. Journées sur la pratique de l'ergonomie, Bordeaux, France, 22-24 mars 2000.
- Darré J.P., Mathieu A., Lasseur J., 2004. *Le sens des pratiques. Conceptions d'agriculteurs et modèles d'agronomes*. Inra Editions, Versailles, 320 p.
- Dejours C., 1980. *Travail, usure mentale*. 1^{re} édition, Bayard éditions, Paris.
- Delattre P., Giraudoux P., Baudry J., Musard P., Toussaint M., Truchetet D., Stahl P., Poule M.L., Artois M., Damange J.P., Quere J.P., 1992. Land-use patterns and types of common vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. *Agric. Ecosys. Environ.*, 39 (3-4), 153-169.
- Delmas M.A., Grant L.E., 2008. *Eco-labeling strategies: the eco-premium puzzle in the wine industry*. University of California, Santa Barbara (USA), Institute for Social, Behavioral, and Economic Research, 35 p. <http://escholarship.org/uc/item/4qv7c61b>

- De Sainte Marie C., Carpentier A., Doussan I., Deverre C., Paratte R., 2011. Le rôle des politiques publiques dans la transition vers la protection intégrée. In : *Repenser la protection des cultures: innovations et transitions* (Ricci P., Bui S., Lamine C., eds), collection Sciences en partage, éditions Quae, Versailles, 129-150.
- Eom Y.S., 1994. Pesticide-residue risk and food safety valuation – a random utility approach. *Am. J. Agric. Econ.*, 76 (4), 760-771.
- Ficklin D.L., Luo Y.Z., Luedeling E., Zhang M.H., 2009. Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. *J. Hydrol.*, 374 (1-2), 16-29.
- Florax R., Travisi C.M., Nijkamp P., 2005. A meta-analysis of the willingness to pay for reductions in pesticide risk exposure. *Eur. Rev. Agric. Econ.*, 32 (4), 441-467.
- Gassmann X., 2012. Eliciting farmer's risk preferences: a review. Séminaire d'économie de la production, 18-19 septembre 2012, Montpellier, Inra.
- Gassmann X., 2014. *Eliciting farmers' risk and ambiguity preferences using field experiments*. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Rennes 1.
- Girard N., 2004. Représenter la diversité des pratiques pour reformuler un problème. Une méthode typologique support de partenariat. *Inra FaçSADe*, 21, 1-4.
- Grolleau G., 2002. *Normalisation et certification environnementales. Une application à l'agriculture*. Thèse de doctorat de Sciences économiques, Université de Dijon.
- Guichard L., Réal B., Desvignes P., Wissocq A., Zavagli F., Bertrand S., Morin C., Morison M., Reau R., Schmidt A., Bouveris N., Cariolle M., 2010. *Caractérisation des pratiques de protection des cultures et de leur évolution : méthodologie de diagnostic et propositions visant à améliorer l'impact environnemental des systèmes de culture et d'élevage*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 77 p.
- Guyomard H., Butault J.-P., 2004. La PAC de juin 2003 et les négociations agricoles multilatérales à l'OMC : compatibles ? *Inra Sciences Sociales*, 4-5/3, 1-6.
- Hatchuel A., 1996. Coopération et conception collective. Variété et crises des rapports de prescription. In : *Coopération et conception* (E. Friedberg, ed.), Octarès éditions, Toulouse, 101-122.
- Ingold T., 1987. *The appropriation of nature: Essays on human ecology and social relations*. University of Iowa Press, 287 p.
- Inserm, 2013. *Pesticides, effets sur la santé : expertise collective, synthèse et recommandations*. Inserm, 161 p.
- Jas N., 2010. Pesticides et santé des travailleurs agricoles en France. Questions anciennes, nouveaux enjeux. *Courrier de l'environnement de l'Inra*, 59, 47-59.
- Just R.E., Pope R.D., 1978. Stochastic specification of production functions and economic implications. *J. Econom.*, 7 (1), 67-86.
- Kemp R., Olsthoorn X., Oosterhuis F., Verbruggen H., 1992. Supply and demand factors of cleaner technologies: some empirical evidence. *Environ. Res. Econ.*, 2 (6), 615-634.
- Kemp R., Rotmans J., 2001. The management of the co-evolution of technical, environmental and social systems. Towards environmental innovation systems, Garmisch-Partenkirchen, Germany, 27-29 September 2001.
- Lea E., Worsley A., 2008. Australian consumers' food-related environmental beliefs and behaviours. *Appetite*, 50 (2-3), 207-214.

- Lescot J.M., Darradi Y., Renaudin T., 2007. Optimization of farming systems changes at the watershed scale for preserving the environment. Farming Systems Design 2007, International symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, Catania, Italie, 10-12 septembre 2007, 2 p.
- Loureiro M.L., 2003. Rethinking new wines: implications of local and environmentally friendly labels. *Food Pol.*, 28 (5-6), 547-560.
- Lusk J.L., Jamal M., Kurlander L., Roucan M., Taulman L., 2005. A meta-analysis of genetically modified food valuation studies. *J. Agric. Res. Econ.*, 30 (1), 28-44.
- Lynch M.-F., Hofmann N., 2007. Les pelouses et les jardins au Canada : où sont-ils les plus « verts » ? *EnviroStats*, 1 (2), 9-15.
- MAAF, 2012. *Bilan du plan Écophyto. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Forêt*. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/BilanEcophyto_cle8af3f4-2.pdf (consulté le 29 octobre 2014)
- Madelrieux S., Dedieu B., Dobremez L., 2002. Modifications de l'utilisation du territoire lorsque les éleveurs cherchent à résoudre leurs problèmes de travail. *Fourrages*, 172, 355-368.
- Magnusson E., Cranfield J.A.L., 2005. Consumer demand for pesticide free food products in Canada: a probit analysis. *Can. J. Agric. Econ.*, 53 (1), 67-81.
- McCarl, 2009. *GAMS User Guide, version 23.3*. GAMS Development Corporation.
- MCE, 2006. *Résultats de l'enquête menée chez les distributeurs de pesticides à usage amateur en Bretagne*. Maison de la consommation et de l'environnement, Rennes, 17 p. http://www.mce-info.org/upload/article_paragraphue/fichier/306fichier.pdf
- MDDELCC, 2014. *Encadrement légal et réglementaire. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec, Canada*. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/cadrelegal.htm#loi> (consulté le 10 septembre 2014)
- Meulemans G., 2011. *Incorporer la lutte raisonnée, des gestes et du regard autour de la gestion d'un ravageur des prairies*. Mémoire de Master 2 « Anthropologie à visée finalisée », Université de Liège.
- Meyer, B.C., Lescot, J.-M., Laplana, R., 2009. Comparison of two spatial optimization techniques: a framework to solve multiobjective land use distribution problems. *Environ. Manage.*, 43(2), 264-281.
- Meynard J.-M., Doré T., Lucas P., 2003. Agronomic approach: cropping systems and plant diseases. *C. R. Biol.*, 326 (1), 37-46.
- Michelin Y., Morlans S., Ensminger O., Dumora C., 2012. *Réduire l'usage de rodenticides dans les prairies par une compréhension des points de vue des agriculteurs et de leurs contraintes de système : élaboration d'une méthode agro-anthropologique appliquée à la lutte contre le campagnol terrestre (RODONTICIDES)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 76 p.
- Minette S., 2012. *Arthur, analyse des risques de transfert de phytosanitaires vers les aquifères*, Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes. <http://www.plage-evaluation.fr/webplage/images/stories/pdf/fichearthur.pdf> (consulté le 24 novembre 2014)
- Misra S.K., Huang C.L., Ott S.L., 1991. Consumer willingness to pay for pesticide-free fresh produce. *West. J. Agric. Econ.*, 218-227.
- Morlans S., 2008. *Quand la cohabitation entre les agriculteurs auvergnats et le campagnol terrestre (Arvicola terrestris) pose problème : d'une approche anthropologique pour une analyse des perceptions de la figure invasive ayant cours chez les agriculteurs auvergnats à la création d'une méthode agro-anthropologique*. Mémoire d'ingénieur, Enita Clermont-Ferrand, 121 p.

- Morlans S., 2011a. *À la rencontre des éleveurs de l'Ain pour diagnostiquer l'existence et la portée des pullulations de campagnols terrestres sur leur territoire. Compte-rendu de l'étude anthropologique menée dans l'Ain en 2010.* Rapport d'étude, VetAgro Sup.
- Morlans S., 2011b. *Analyse anthropologique des perceptions des agriculteurs de Cuvier-Censeau (Jura) et de la Zélaç (Doubs) des pullulations de campagnols terrestres et de la lutte chimique.* Rapport d'étude, VetAgro Sup.
- Morlans S., 2012. Quand le temps des bioagresseurs détruit le paysage idéal : l'agriculteur face aux contradictions de la modernité. 135^e Congrès national des sociétés historiques et scientifiques, Analyse culturelle du paysage : le paysage comme enjeu, Neuchâtel, Suisse, 2010, Éditions du CTHS, Paris, 39-49.
- Nauges C., Reynaud A., Thomas A., 2012a. Préférences révélées des agriculteurs pour le risque : une revue de la littérature. Working paper.
- Nauges C., Reynaud A., Thomas A., 2012b. Analyse de la technologie de production agricole en grandes cultures et en présence de risque. Working paper.
- Nauges C., Reynaud A., Thomas A., 2012c. Analyse de la technologie de production agricole en grandes cultures et en présence de risque, le cas de la Meuse. Working paper.
- Nicourt C., Garcia-Parpet M.-F., Girault J.-M., Ollivier D., 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 2: De nouvelles pratiques réduisant les risques phytosanitaires. Un enjeu dans la construction de la qualité du vin.* Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 119 p.
- Nicourt C., Girault J.-M., 2009. Le coût humain des pesticides : comment les viticulteurs et les techniciens viticoles français font face au risque. *VertigO*, 9, doi : 10.4000/vertigo.9197
- Nicourt C., Girault J.-M., 2011. La normalisation du travail viticole à l'épreuve de la réduction de l'usage des pesticides. *Econ. Rur.*, 321, 29-41.
- Nicourt C., Girault J.-M., 2013. Viticulteurs et techniciens viticoles face à leur exposition aux pesticides. *Econ. Rur.*, 333, 11-25.
- OCDE, 1999. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement. Analyse et évolution.* OCDE, Paris, 163 p.
- OCDE, 2003. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement.* OCDE, Paris, 121 p.
- Onivins, 2000. Enquête sur les exploitations viticoles et leurs pratiques phytosanitaires : une enquête réalisée par ASK business marketing intelligence. *Onivins Infos*, 78.
- Peyre G., Coulaud F., Dampffhoffer M., Morlans S., Michelin Y., 2010. Appréhension des capacités d'adaptation des systèmes d'élevage en contexte agro-écologique complexe : une méthode originale pour une nouvelle approche du conseil agricole. 16^e Journées 3R (Rencontres Recherches Ruminants), Paris, France, 2-3 décembre 2009, Inra, Institut de l'élevage.
- Pinochet X., Valantin-Morison M., Baraton E., Bizot E., Cellier V., Felix I., Geloën M., Giteau J.-L., Gouache D., Guerin O., Josselin J.P., Jullien A., Merot E., Minette S., Mischler P., Omon B., Pambou I., Piaud S., Pineault D., Rolland B., 2012. *Protection intégrée des rotations avec colza et blé tendre: conception et évaluation multicritères d'itinéraires techniques économes en produits phytosanitaires (PICOBLE).* Rapport final Casdar n° 8053, 40 p.
- Pradel J., 2007. *Comparaison de différentes approches multicritères pour la gestion intégrée de bassins-versants.* Mémoire de master Mathématique, statistiques et recherche opérationnelle, Université Bordeaux I, 171 p.

- Ramanitrarivo L., Poncin A., 2008. *Horticulture ornementale écologique : connaître le consommateur pour orienter les décisions*. Equiterre, Montréal (CAN), 87 p. http://www.equiterre.org/sites/fichiers/Connaître_le_consommateur.pdf
- Ricci P., Bui S., Lamine C., 2011. *Repenser la protection des cultures: innovations et transitions*. Collection Sciences en partage, éditions Quae, Versailles, 250 p.
- Salles D., Barrault J., 2010. *Sociologie des usages des pesticides dans les jardins amateurs (PHYTOVILLE)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 206 p.
- Sipp C., 2001. Viticulture raisonnée : un panorama des différentes démarches. 5^{es} Rencontres rhodaniennes : une viticulture respectueuse de l'environnement, Bordeaux, France, 30 mars 2001, Institut rhodanien, 2-9.
- Sutan A., Combris P., Bazoche P., Issanchou S., Brouard J., Wilson D., Ginon E., Bourg G., Court M., Cochard F., Ares G., Dos Santos Laboissiere L., Deliza R., Asselineau A., Grolleau G., Bonescu M., Bratu D., 2014. *Une évaluation expérimentale des consentements à la réduction de l'utilisation des pesticides dans le vin (VINPEST)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 59 p.
- Teiger C., Laville A., Boutin J., Etxezaharreta L., Pinsky L., See M., Theureau J., 1982. *Les rotativistes : Changer les conditions de travail*. Collection Outils et méthodes, Anact, Paris, 344 p.
- Teil G., 2011a. Le terroir existe-t-il ? *Revue Française des Œnologues*, 244, 2-6.
- Teil G., 2011b. Quand les acteurs se mêlent d'ontologie. *Revue d'Anthropologie des Connaissances*, 5 (2), 437-462.
- Teil G., 2012a. Le bio s'use-t-il ? Analyse du débat autour de la conventionalisation du label bio. *Econ. Rur.*, 332, 102-118.
- Teil G., 2012b. No such thing as terroir? Objectivities and the regimes of existence of objects. *Sci. Technol. Human Val.*, 37 (5), 478-505.
- Teil G., 2013. Des controverses à trancher ? Une étude empirique des certifications de qualité dans la vitiviniculture française. *Cah. Agric.*, 22, 133-141.
- Teil G., 2014. Is organic farming unsustainable? An analysis of the debate about the conventionalisation of the organic label. In : *Organic farming, prototype for sustainable agricultures* (S. Bellon, S. Penvern, eds.), Springer, Berlin, 325-344.
- Teil G., Barrey S., Blanchemanche S., Floux P., Hennion A., 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 3 : Des vins sans pesticides ? Une analyse de la prescription à la consommation. Tome 1 – Synthèse*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 43 p.
- Teil G., Barrey S., 2009. La viticulture biologique : de la recherche d'un monde nouveau au renouvellement du goût de terroir. *Innov. Agron.*, 4, 427-440.
- Teil G., Barrey S., Blanchemanche S., Floux P., Hennion A., 2009. Faire valoir : le marché comme instrument de l'action collective. Le cas des vins à qualité environnementale. In : *Sensibilités pragmatiques – Enquête sur l'action publique* (F. Cantelli, M. Roca i Escoda, J. Stavo-Debauge, L. Pattaroni, eds.), collection Action Publique, Peter Lang Editions, Bruxelles, 281-300.
- Teil G., Barrey S., Floux P., Hennion A., 2010. Le terroir, une cause à faire valoir. In : *Le bon vin : Entre terroir, savoir-faire et savoir-boire* (J.R. Pitte, ed.), CNRS éditions, Paris, 227-246.
- Teil G., Barrey S., Floux P., Hennion A., 2011. *Le vin et l'environnement : faire compter la différence*. Presses de l'École des Mines, Paris, 330 p.
- Tversky A., Kahneman D., 1992. Advances in prospect theory – Cumulative representation of uncertainty. *J. Risk Uncert.*, 5 (4), 297-323.

- Valantin-Morison M., Aubertot J.-N., Lemarié S., Lacroix A., Taverne M., Reau R., Pinochet X., Quéré L., 2007. *Conduite intégrée du colza d'hiver pour une réduction de l'utilisation des pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 64 p.
- Vallée A., 2002. *Économie de l'environnement*. Collection Points, Éditions du Seuil, Paris.
- Van Ittersum M.K., Ewert F., Heckelei T., Wery J., Olsson J.A., Anders en E., Bezlepina I., Brouwer F., Donatelli M., Flichman G., Olsson L., Rizzoli A.E., van Der Wal T., Wien J.E., Wolf J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agric. Sys.*, 96 (1-3), 150-165.
- Verchère A., 2005. Non-point source pollution in rural areas and marketable permits: lessons from the American experience. *Econ. Rur.*, 285, 33-50.
- Vernier F., Bordenave P., Chavent M., Leccia O., Petit K., 2010. Modelling scenarios of agriculture changes on freshwater uses and water quality at a large watershed scale: the case of the Charente watershed (France). Proceedings of the International Congress on Environmental Modelling and Software, Modelling for Environment's Sake, Ottawa, Ontario, Canada, July, 5-8, 2010, International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs), 9 p.
- Vernier F., Leccia O., Galichet B., Kuentz V., Petit K., Scordia C., Minette S., Papin F., Rethoret H., Paulet S., Espalieu D., 2013. Une méthode de modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à une zone à enjeu « pesticides » dans le bassin de la Charente. 43^e congrès du Groupe français des pesticides, Protection des cultures, environnement, santé et bio-diversité : constats et perspectives, Albi, France, 29-31 mai 2013, 2 p.
- Vernier F., Rousset S., 2014. *Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution (ECCOTER)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 49 p.
- Vickrey W., 1961. Counterspeculation, auctions, and competitive sealed tenders. *The Journal of Finance*, 16 (1), 8-37.
- Weller J.M., 1998. La modernisation des services publics par l'usager : une revue de la littérature (1986-1996). *Sociol. Trav.*, 40 (3), 365-392.
- Wenger E., 1998. *Communities of practice: Learning, meaning, and identity*. Cambridge University Press, Cambridge, 318 p.

Conclusion générale

Le programme Pesticides, piloté par le ministère chargé de l'Écologie, a pour objectif l'acquisition de connaissances scientifiques à destination des pouvoirs publics et plus généralement des porteurs d'enjeux. Son ambition est de leur permettre d'apprécier, d'évaluer et de gérer les risques pour l'environnement liés aux pesticides, d'étudier la mise en place de solutions techniques alternatives, mais aussi d'appréhender différents déterminants sociologiques, économiques et politiques du changement de pratiques agricoles.

Apprécier, évaluer et gérer les risques pour l'environnement

Tout d'abord, le programme a soutenu la production de connaissances scientifiques pour une meilleure compréhension des mécanismes de transfert, d'immobilisation et de dégradation des pesticides dans les différents compartiments environnementaux (sol, air, eau). Les résultats sont des pistes d'amélioration de l'évaluation du devenir des pesticides et de l'exposition des milieux. Les conclusions de ces travaux préconisent notamment d'effectuer les mesures sur des pas de temps courts dans le cas des recherches de pesticides dans l'atmosphère, montrent l'importance de la prise en compte des variations saisonnières des pesticides en fonction de leur usage et insistent sur la nécessité de rechercher également les pesticides dans l'espace urbain¹²¹. Les recherches ont également révélé la complexité des phénomènes de dissipation ou de persistance de différentes molécules, notamment dans les sols et dans l'atmosphère, et ont permis une meilleure compréhension de ces mécanismes qui dépendent largement des propriétés des molécules et des conditions environnementales.

Les résultats permettent également de mieux estimer les impacts sur les écosystèmes, ce qui contribue, avec l'exposition évoquée précédemment, à améliorer les procédures d'évaluation des risques. Ces évaluations sont obligatoires dans le cadre des autorisations de mise sur le marché des pesticides. Les recherches ont abouti au développement de méthodes d'évaluation des risques sur les espèces et les communautés non cibles dans les écosystèmes terrestres, marins ou d'eau

121. La compréhension des éventuelles toxicités à court et à long terme des contaminations atmosphériques sur les êtres humains et les milieux naturels est une des pistes de travail identifiées par le programme de recherche interorganismes pour une meilleure qualité de l'air (Primequal) du ministère chargé de l'Écologie.

douce des latitudes continentales ou tropicales. Les résultats obtenus démontrent la nécessité d'évaluer les impacts et notamment les effets sublétaux sur la variabilité des communautés vivantes, sur les phénomènes d'acclimatation physiologique des organismes et sur la sélection qui joue sur l'évolution des êtres vivants. Ils mettent en lumière l'intérêt des essais sur les produits formulés, sur les mélanges de substances et sur les faibles doses. Enfin, les recherches ont aussi mis en évidence la nécessité de réexaminer, pour l'évaluation des risques, la notion de seuil sans effet (NOEC), paramètre fortement critique, car il est, entre autres, dépendant des conditions d'expérimentation.

En dernier lieu, les projets ont défini des pistes de réflexion pour la mise en place d'indicateurs de risque à différentes échelles et notamment au niveau du bassin-versant afin d'adapter au mieux les pratiques agricoles et d'aider les gestionnaires à calibrer leurs décisions. Une méthode originale d'évaluation des mesures agro-environnementales à enjeu eau/pesticides à base d'indicateurs, y compris économiques, est en cours de développement avec pour objectif d'identifier les mesures les plus efficaces permettant de réduire l'impact des pesticides.

Étudier les solutions techniques alternatives possibles

Le programme a permis des avancées en matière d'évolution des techniques agricoles pour des cultures variées telles que le blé, la vigne, certains arbres fruitiers comme les pêchers et les bananiers, ou encore les prairies :

- en proposant des pistes d'amélioration de l'efficacité des techniques actuelles pour limiter les phénomènes de dérive de pesticides dans l'atmosphère et les risques afférents (sélection et réglage des pulvérisateurs, plantation de haies à proximité des vignes) ;
- en analysant l'efficacité de techniques qui réduisent l'impact sur le milieu comme la présentation de pesticides sous forme d'appâts pour les ravageurs, en prenant comme exemple la lutte contre le taupin ;
- en étudiant des techniques alternatives aux pesticides, techniques déjà opérationnelles, mais encore peu employées comme la lutte biologique antivectorielle ou la lutte physique (filets pour les vergers), ou techniques innovantes en cours de développement comme la biostimulation de populations bactériennes du sol ou plus largement l'utilisation de la biodiversité du sol pour lutter contre les ravageurs ;
- en analysant les liens entre pratiques culturales et développement des bioagresseurs, afin de concevoir des systèmes agricoles innovants. Pour cela, plusieurs modèles, représentant l'ensemble des pressions biotiques sur une culture, ont été ou sont en cours de développement afin d'aider à la conception de stratégies de protection intégrée par le biais de différents leviers (date et densité des semis, architecture des cultures, apport d'azote, mise en place de plantes de couverture...).

Les impacts environnementaux de ces pratiques alternatives ont été également évalués afin d'en définir les conditions optimales d'utilisation pour la diminution des risques. Plusieurs projets ont montré l'intérêt du couplage entre la modélisation et les approches expérimentales, par exemple en écotoxicologie. Par ailleurs, les projets de lutte contre les campagnols ont établi que la mise en place des pratiques à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation devait être complétée par des réflexions à des échelles territoriales.

Accompagner le changement

Pour que les pratiques d'usages des phytosanitaires évoluent, l'existence de solutions techniques alternatives ne suffit pas : il n'y a en effet pas de « bonnes pratiques » standardisées qu'il suffirait de diffuser sur le terrain pour réduire l'utilisation des pesticides, mais une diversité de solutions à mobiliser et à combiner, en fonction du contexte dans lequel s'inscrit l'exploitation et des motivations de l'agriculteur. Les projets ont abordé différents leviers socio-économiques et politiques pour favoriser ce changement. Celui-ci correspond à une démarche itérative, les agriculteurs adoptant au départ généralement les innovations les plus proches de leurs références et pratiques actuelles.

Certains modèles, comme celui qui a été mis en œuvre pour la culture de bananes dans les Antilles, permettent d'évaluer l'impact économique et social des solutions techniques alternatives proposées. Ces recherches soulignent l'importance de la prise en compte des périodes de transition et la nécessité d'un accompagnement à la mise en place de ces nouveaux systèmes agricoles.

La diffusion et l'adoption des pratiques innovantes peuvent être favorisées par des démarches collectives. Actuellement, l'accompagnement des professionnels agricoles est principalement réalisé par des conseillers majoritairement liés à la distribution, souvent en manque de connaissances sur les pratiques alternatives. Un tel dispositif n'est pas le plus efficace pour favoriser des pratiques qui limiteraient l'usage des pesticides. Ainsi, le conseil agricole doit changer de posture dans ses relations avec les agriculteurs : il s'agit désormais de co-construire avec eux de nouvelles solutions. En plus de la parfaite connaissance des pratiques alternatives, ainsi que des outils d'aide à la décision, l'accompagnement doit permettre d'engager avec les agriculteurs concernés un raisonnement stratégique de long terme sur le système global de culture. Pour cela, l'analyse des bases de données disponibles présente un intérêt fort : un travail d'optimisation avec les utilisateurs potentiels pourrait rendre ces outils rapidement mobilisables.

L'instauration de groupements d'intérêt économique et environnemental par la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt promulguée en octobre 2014¹²² va dans ce sens. Ce nouvel outil a en effet pour but de favoriser l'émergence de dynamiques collectives au niveau local, prenant en compte à la fois des objectifs économiques et des objectifs environnementaux. Il en va de même du lancement officiel de la démarche agroécologique par le ministère chargé de l'Agriculture en 2015.

Les travaux menés ont également montré l'intérêt d'ancrer la gouvernance des politiques de réduction des pollutions au niveau local, mobilisant, au-delà de la proximité géographique, toute forme d'organisation susceptible de favoriser les pratiques vertueuses. De nouveaux modes de gouvernance impliquant la société civile au sein des territoires devront voir le jour.

122. Loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt.

Les résultats des recherches effectuées depuis 1999 par le programme Pesticides ont appuyé l'évolution des politiques et ouvrent également des pistes d'action prometteuses. Ils sont désormais transmis et intégrés au plan Écophyto, mis en place par le ministère chargé de l'Agriculture en 2008 dans le cadre des engagements du Grenelle de l'environnement. Ce plan vise à réduire progressivement l'utilisation des produits phytosanitaires en France et comprend un volet recherche auquel participe le programme Pesticides.

Dans le prolongement de ces résultats, en accord avec le groupe d'experts recherche du plan Écophyto qui définit les priorités de recherche pour le plan, un appel à propositions de recherche a été lancé en 2014 en vue de financer une science d'excellence, innovante et interdisciplinaire construite autour d'objectifs finalisés et opérationnels sur le concept de résistance en lien avec les pesticides. Cet appel est organisé autour de quatre thèmes : la résistance des plantes et systèmes de culture aux bioagresseurs par des variétés et des pratiques intégrées, la résistance des bioagresseurs aux pesticides, la résistance aux effets des pesticides et des bioagresseurs à l'échelle des espaces ruraux et la résistance des institutions, des organisations et des acteurs aux changements. Il explore ainsi divers aspects de la résistance, en favorisant des travaux de recherche confrontant plusieurs disciplines dans une démarche systémique. Le groupe d'experts recherche et le service de la recherche du ministère chargé de l'Écologie considèrent en effet qu'une approche d'ouverture entre les disciplines et la mise en place d'une dynamique scientifique collective permettent d'aborder la question des pesticides sous différents angles et de trouver des solutions écologiquement, socialement et économiquement viables.

Quelle prospective pour la recherche sur les pesticides ?

Si le programme Pesticides a permis de faire progresser le fond des connaissances, il a aussi permis de mettre en évidence des sujets de recherche à approfondir. Ainsi, le dernier séminaire de réflexion prospective du programme tenu à Montpellier le 22 octobre 2013 a-t-il permis de dégager quelques pistes de recherches intéressantes comme :

- connaître les effets de très faibles doses sur des traits biologiques non conventionnels (c'est-à-dire ne se limitant pas à la survie, la croissance et la reproduction), ainsi que la vulnérabilité locale des écosystèmes ;
- mieux comprendre et modéliser les phénomènes complexes de devenir des pesticides dans l'environnement à différentes échelles en tenant compte de leurs nombreuses sources et de leur transformation au sein des milieux ;
- construire des alternatives à l'échelle des territoires *via* des processus d'innovation impliquant agriculteurs, conseillers techniques et chercheurs, notamment du domaine des sciences humaines et sociales, dans des logiques interdisciplinaires ;
- mettre au point des instruments économiques efficaces favorisant les changements de pratiques, tout en apportant des garanties suffisantes contre les risques leur permettant de ne pas poursuivre dans la voie d'une agriculture dont la performance est fondée sur les seuls intrants.

Pour terminer par un point de vue plus personnel, je considère que de façon plus générale ce programme démontre l'intérêt d'un travail de recherche collectif de

long terme, qui implique l'ensemble des acteurs d'un système de production, les responsables de la conception et de la mise en œuvre des politiques publiques et les organisations de protection de l'environnement. Ce type de recherche s'écarte des canons de la recherche fondamentale, même si le niveau d'exigence sur la qualité de sa production académique reste élevé.

Le programme a ouvert des pistes, mais il reste tant à faire. Il faut impérativement lever les cloisons entre les différents secteurs ; résoudre les questions d'impacts environnemental et sanitaire en même temps que l'on développe les innovations ; s'interdire tout enfermement dans des dogmes, qu'il s'agisse du credo productiviste aussi bien que de la croyance en la vertu de la nature ; considérer les systèmes et les territoires le plus tôt possible en impliquant les sciences sociales. C'est au prix de ces efforts que nous pourrons construire le processus d'innovation dont notre pays a besoin pour demeurer une nation agricole d'excellence, défi que les acteurs de la recherche agronomique et environnementale sont parfaitement en mesure de relever et de gagner.

Éric Vindimian,
membre de l'autorité environnementale, Medde

Sigles et acronymes

AB	Agriculture biologique
Acta	Association de coordination technique agricole
AMM	Autorisation de mise sur le marché
Anae	Analyses et expérimentations sur les écosystèmes
AOC	Appellation d'origine contrôlée
AOP	Appellation d'origine protégée
APR	Appel à propositions de recherche
ARPS	<i>Advanced Regional Prediction System</i>
Arvam	Agence pour la recherche et la valorisation marine
BSV	Bulletin de santé du végétal
CAP	Consentement à payer
Cetiom	Centre technique interprofessionnel des oléagineux, des protéagineux et du chanvre
CGDD	Commissariat général au développement durable
CG-SM	Chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse
Cirad	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
CNPPT	Comité Nord plants de pommes de terre
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
Corpen	Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement
CTE	Contrat territorial d'exploitation
CV	Culture conventionnelle
Dapa	Diplôme d'applicateur de produits antiparasitaires et assimilés
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DEA	Déséthylatrazine
DIA	Désisopropylatrazine
DNOC	4,6-dinitro-2-méthylphénol
Ecosys (Unité)	Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes
ECP	Extension conditionnée du proboscis

ERO	Espèce réactive de l'oxygène
E-S-R	Efficience-substitution-reconception
FBO	Fertilisation bio-organique
FDGDON	Fédération départementale des groupements de défense contre les organismes nuisibles
FDSEA	Fédération départementale des syndicats d'exploitants agricoles
FIDES	<i>Flux Interpretation by Dispersion and Exchange over Short range</i>
Fredon	Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles
GCL	gamma-Caprolactone
GDON	Groupement de défense contre les organismes nuisibles
GHL	gamma-Heptalactone
HCB	Hexachlorobenzène
HCH	Hexachlorocyclohexane
Ifen	Institut français de l'environnement
Ifremer	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
IFT	Indice de fréquence de traitement
IFT PC	Indice de fréquence de traitement des produits commerciaux
IFT SA	Indice de fréquence de traitement d'une substance active
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
Inra	Institut national de la recherche agronomique
IPSIM	<i>Injury Profile SIMulator</i>
IRD	Institut de recherche pour le développement
Irstea	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
LAI	<i>Leaf Area Index</i>
LES	<i>Large Eddy Simulation</i>
LOEC	<i>Lowest Observed Effect Concentration</i>
Maaf	Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Forêt
MAE	Mesure agroenvironnementale
MAET	Mesure agroenvironnementale territorialisée
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (Québec, Canada)
Medde	Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie
MIM	<i>Mobile-Immobil physical non equilibrium Models</i>
NAHL	N-acyl homosérine lactone
Nodu	Nombre de doses unités
NOEC	<i>No Observed Effect Concentration</i>
Omega sys	<i>Oilseed rape Model to Evaluate and Generate Alternative systems</i>

PAC	Politique agricole commune
PI	Production intégrée
PICT	<i>Pollution-Induced Community Tolerance</i>
pp'DDE	pp'Dichlorophényléthylène
pp'DDT	pp'Dichlorodiphényltrichloroéthane
ppb	Partie par milliard
ppm	Partie par million
Prema	Pression en matière active
PRZM	<i>Pesticide Root-Zone Model</i>
QSA	Quantité de substances actives
R&D	Recherche et développement
SAU	Surface agricole utile
SCEES	Service central des enquêtes et études statistiques du ministère chargé de l'Agriculture
SPV	Service de la protection des végétaux
SSP	Service de la statistique et de la prospective du ministère chargé de l'Agriculture
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
UMR	Unité mixte de recherche
UR	Unité de recherche
USDA	United States Department of Agriculture
US EPA	United States Environmental Protection Agency

Rapports de recherche du programme Pesticides utilisés pour la rédaction de l'ouvrage

Les rapports de recherche du programme Pesticides utilisés pour la rédaction de l'ouvrage sont indiqués pour chaque partie. Sont précisées la date de rédaction des rapports ainsi que la date de l'appel à propositions de recherche (APR) ayant financé le projet correspondant. L'ensemble des rapports est disponible en téléchargement sur le site internet du programme (onglet « projets financés ») : www.programmepesticides.fr.

Partie 1. Transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement

Barriuso E., Edzang-Ondo M., Bergheaud V., Benoit P., Cohen N., Gabrielle B., Labat C., Vachier P., Schiavon M., Perrin-Ganier C., 2005. *Approche cinétique de la stabilisation de pesticides dans les sols sous forme de résidus non facilement extractibles : conséquences sur l'accumulation et la libération différée des pesticides stabilisés*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 98 p.

Brunet Y., Dupont S., Chahine A., Sinfort C., 2013. *Modélisation de la dispersion aérienne des pesticides et des niveaux d'exposition à l'échelle du paysage (MODAPEX)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 55 p.

Cabidoche Y., Clermont-Dauphin C., Lafont A., Sansoulet J., Cattan P., Achard R., Caron A., Chabrier C., 2006. *Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles: relation avec les systèmes de culture*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 99 p.

Carluer N., Gouy G., Kao C., Lagacherie P., Benoit P., Molénat J., Réal B., Souiller C., Gril J.-J., Trolard F., Voltz M., Ackerer P., Moussa R., Aurousseau P., Cordier M.-O., Gascuel-Odoux C., Margoum C., Coquet Y., Dutertre A., 2004. *Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin-versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 124 p.

Cellier P., Bedos C., Briand O., Clément M., Seux R., Gabrielle B., Barriuso E., 2004. *Transfert de pesticides vers l'atmosphère par dérive et volatilisation de post-application. Implications pour le bilan environnemental d'une culture, la contamination de l'atmosphère et l'exposition de l'humain (TAPAS)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 87 p.

Chevreuil M., Blanchoud H., Teil M.-J., Chestérikoff C., 2003. *Évolution et origines des apports atmosphériques de pesticides à l'échelle inter-régionale*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.

Coquet Y., Vaudour E., Benoit P., Bergheaud V., Garnier P., Labat C., Vachier P., Gil-liot J.-M., Michelin J., Alletto L., Moeys J., Delmas M., Cheviron B., Berthier L., Le Bail G., Pitres J.-C., El Krimy Z., Mel M., Longuet A., Cousin I., Nicoullaud B., Dorigny A., Bobachev A., Duval O., King D., Angulo-Jaramillo R., Mubarak I., Fernandez D., 2007. *Caractérisation du risque de contamination de la nappe de Beauce par les pesticides : élucidation des mécanismes du transport préférentiel et approche spatiale du risque à l'échelle du bassin hydrologique (ESHEL)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 62 p.

Dubernet J., Delmas F., Hennion M.-C., Mazzella N., Scribe P., Vernier F., 2006. *Recherche sur le déterminisme du transfert des pesticides et leur devenir dans les eaux de surface : incidence sur l'évaluation des risques (TRANSPEST 16)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 213 p.

Mellouki A., Colin P., Lafargue P.-E., 2007. *Pesticides dans l'atmosphère : études des cinétiques et mécanismes de dégradation en laboratoire et mesures dans l'atmosphère (PACT)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 118 p.

Partie 2. Effets des pesticides et réduction des impacts sur les organismes et les écosystèmes

Amichot M., Raymond M., Delpuech J.-M., Tarès S., Conrad C., Brun-Barale A., Meyet J., Dupont C., Weill M., Berticat C., Bourguet D., 2005. *Effets des pesticides sur les capacités d'adaptation et de reproduction des insectes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 54 p.

Durand G., Videau C., Hureau D., Limon G., Arzul G., Quiniou F., Hourmant A., De la Broise D., Stachowski S., 2007. *Impact des pesticides sur l'environnement marin (IPEM)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 200 p.

Lacroix G., Lescher-Moutoué F., Caquet T., Lagadic L., Heydorff M., Roucaute M., Jumel A., Azam D., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Baradat M., Bertru G., Le Rouzic B., Brient L., Deydier-Stephan L., Monod G., 2004. *Modifications structurales et fonctionnelles de communautés d'organismes aquatiques exposées à un mélange d'herbicide et d'adjuvant en mésocosmes lenti-ques*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 127 p.

Lagadic L., Coutellec M.-A., Gorzerino C., Heydorff M., Lefeuvre-Orfila L., Russo J., Azam D., Ollitrault M., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Delous G., Hillenweck A., Porcher J.-M., Sanchez W., Cossu-Leguille C., Denoyelles R., Giamberini L., Guerlet E., Vasseur P., Coeurdassier M., Vaufléury A. (de), 2007. *Changements d'échelle et évaluation du risque écotoxicologique de mélanges entre substances actives herbicides et adjuvant (CERE-MEL)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 78 p.

Lagadic L., Auber A., Caquet T., Coutellec M.-A., Ducrot V., Gorzerino C., Heydorff M., Roucaute M., Azam D., Quemeneur A., Ollitrault M., Réal B., Dubus I., Surdyk N., Togola A., 2011. *Utilisation de modèles d'exposition aux pesticides pour la reconstitution et la mise en œuvre de scénarios réalistes de contamination de mésocosmes permettant d'étudier les impacts d'itinéraires techniques sur les organismes aquatiques (EMERITAT)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 72 p.

Leboulanger C., Bérard A., Humbert J.-F., 2004. *Réponses des microalgues d'eaux douces aux pollutions par les pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 80 p.

- Leboulanger C., Amalric L., Bouchez A., Pagano M., Sarazin G., 2010. *Étude comparée des effets de phytosanitaires et de produits de lutte anti-vectorielle sur les communautés microbiennes aquatiques d'écosystèmes tropicaux (ECOMET)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 106 p.
- Pham-Delègue M.-H., Mouchart A., Decourtye A., Tisseur M., Gandrey J., Devillers J., Budzinski H., Le Ménach K., 2005. *Validation d'un test de laboratoire pour l'évaluation et la prédiction de la toxicité sublétales de produits phytosanitaires sur l'abeille domestique*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 69 p.
- Ravanel P., Chaton P.-F., Raveton M., David J.-P., Aajoud A., Félix D., Lecomte L.-S., Tisseur M., Decourtye A., Chabert A., Gandrey J., 2007. *Écobilan des luttes chimiques contre les larves phytophages du sol. Recherche de stratégies agronomiquement, écologiquement et socialement acceptables*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 90 p.
- Sauphanor B., Boisneau C., Simon S., Bouvier J.-C., Boivin T., Defrance H., Casas J., 2004. *Impact biocénologique des modes de protection contre le carpocapse des pommes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.
- Soulas G., Duran R., Bastide J., Steinberg C., 2005. *Méthodes de détection et d'évaluation des effets des pesticides sur les micro-organismes du sol*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 42 p.
- Turquet J., Quiniou F., Stachowski-Haberkorn S., Delesmont R., Durand G., 2010. *Évaluation du risque « pesticides » pour les récifs coralliens de La Réunion (ERICOR)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 139 p.
- Weill M., Duron O., Labbé P., Berticat C., Rousset F., Berthomieu A., Fort P., Raymond M., 2007. *Action directe et indirecte des insecticides sur les bactéries endocellulaires altérant la sexualité des insectes*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 76 p.

Partie 3. Pratiques agronomiques innovantes pour réduire l'utilisation des pesticides

- Ait Barka E., Clément C., Ouhdouch Y., Nuzillard J.-M., Renault J.-H., Panon M.-L., 2014. *Réduction de l'utilisation des pesticides par l'emploi de bactéries actinomycétales comme nouvelle source de biofongicides pour contrôler les maladies fongiques de la vigne *Vitis vinifera* (ACTINOVIGNE)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 51 p.
- Aubertot J.-N., Robin M.-H., 2014. *Approche systémique pour gérer les bioagresseurs du blé (ASPIB)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 60 p.
- Capowiez Y., Alaphilippe A., Sévèrac G., Sagnes J.-L., Gros C., Parisi L., Simon S., Saudreau M., Franck P., Lavigne C., Plénet D., Siegwart M., Angevin F., Mazzia C., Rault M., 2013. *Impacts agronomiques et environnementaux d'une méthode de lutte permettant de réduire fortement l'usage des pesticides : les filets Alt'Carpo en arboriculture (ALT'CARPO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 44 p.
- Chauvel B., Colbach N., Munier-Jolain N., Lonchamp J.-P., 2004. *Gestion des populations de mauvaises herbes et évaluation de systèmes de cultures intégrés pour une réduction de la pollution par les traitements herbicides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999), 20 p.
- Cosson J.-F., Berthier K., Foltête J.-C., Giraudoux P., 2005. *Évaluation et gestion du risque spatio-temporel de pullulation du campagnol terrestre*. Rapport final, programme Pesticides (APR 1999).
- Faure D., Beury-Cirou A., Deveaux V., 2013. *Évaluation d'une éco-technologie de protection des cultures de plants de pomme de terre (ECOPRO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 28 p.

- Lavelle P., Loranger G., 2015. *Alternatives biologiques à l'usage des pesticides dans les plantations de banane plantain (ALTERBIO)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 59 p.
- Lescourret F., Gibert C., Bussi C., Mercier V., Besset J., Plénet D., Génard M., Vercambre G., Gomez L., L'Hôtel J.-C., Chadoeuf J., Senoussi R., Moitrier N., 2008. *Étude et modélisation des liens entre traitements phytosanitaires, opérations culturales, caractères des fruits ou de la plante et contamination par les monilioses en verger de pêchers en vue d'une protection durable*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 35 p.
- Robert C., Fournier C., Bedos C., Perriot B., 2015. *L'architecture des couverts végétaux : un levier pour réduire l'utilisation des pesticides ? (ECHAP)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 58 p.
- Tixier P., Blazy J.-M., Dorel M., Ozier-Lafontaine H., Achard R., Quénéhervé P., Chabrier C., Duyck P.-F., Rizand A., Risède J.-M., 2010. *Systèmes de culture bananiers sans pesticides : conception et conditions d'adoption aux Antilles Françaises (SYBAN)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 267 p.
- Valantin-Morison M., Aubertot J.-N., Lemarié S., Lacroix A., Taverne M., Reau R., Pinochet X., Quéré L., 2007. *Conduite intégrée du colza d'hiver pour une réduction de l'utilisation des pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 64 p.

Partie 4. Accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides

- Bélis-Bergouignan M.-C., Cazals C., Saint-Ges V., 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 1 : Les innovations environnementales dans la viticulture*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 155 p.
- Bougherara D., Denant-Boëmont L., Lohéac Y., Masclat D., Nauges C., Piet L., Reynaud A., Thomas A., 2014. *Rôle de l'aversion au risque des agriculteurs dans l'utilisation de pesticides et implications pour la régulation (AVERSIONRISK)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 76 p.
- Guichard L., Réal B., Desvignes P., Wissocq A., Zavagli F., Bertrand S., Morin C., Morison M., Reau R., Schmidt A., Bouveris N., Cariolle M., 2010. *Caractérisation des pratiques de protection des cultures et de leur évolution : Méthodologie de diagnostic et propositions visant à améliorer l'impact environnemental des systèmes de culture et d'élevage*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 77 p.
- Michelin Y., Morlans S., Ensminger O., Dumora C., 2012. *Réduire l'usage de rodenticides dans les prairies par une compréhension des points de vue des agriculteurs et de leurs contraintes de système : élaboration d'une méthode agro-anthropologique appliquée à la lutte contre le campagnol terrestre (RODONTICIDES)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 76 p.
- Nicourt C., Garcia-Parpet M.-F., Girault J.-M., Ollivier D., 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 2 : De nouvelles pratiques réduisant les risques phytosanitaires. Un enjeu dans la construction de la qualité du vin*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 119 p.
- Salles D., Barrault J., 2010. *Sociologie des usages des pesticides dans les jardins amateurs (PHYTOVILLE)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2006), 206 p.
- Sutan A., Combris P., Bazoche P., Issanchou S., Brouard J., Wilson D., Ginon E., Bourg G., Court M., Cochard F., Ares G., Dos Santos Laboissiere L., Deliza R., Asselineau A., Grolleau G., Bonescu M., Bratu D., 2014. *Une évaluation expérimentale des consentements à la réduction de l'utilisation des pesticides dans le vin (VINPEST)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 59 p.

Teil G., Barrey S., Blanchemanche S., Floux P., Hennion A., , 2007. *Viticulture, vins et pesticides : un projet collectif. Volet 3 : Des vins sans pesticides? Une analyse de la prescription à la consommation. Tome 1 – Synthèse*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 43 p.

Valantin-Morison M., Aubertot J.-N., Lemarié S., Lacroix A., Taverner M., Reau R., Pinochet X., Quéré L., 2007. *Conduite intégrée du colza d'hiver pour une réduction de l'utilisation des pesticides*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2002), 64 p.

Vernier F., Rousset S., 2014. *Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution (ECCOTER)*. Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 49 p.

Coordinateurs et contributeurs

Cet ouvrage collectif a été coordonné par :

Charbonnier Edwige, Inra, UMR Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes (Ecosys), chargée de l'animation scientifique du programme Pesticides

Ronceux Aïcha, anciennement chargée de l'animation scientifique du programme Pesticides à l'Inra, UMR Ecosys

Carpentier Anne-Sophie, ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (Medde), service de la recherche, chargée du pilotage du programme Pesticides

Soubelet Hélène, Medde, service de la recherche, chef de la mission Biodiversité et gestion durable des milieux, qui pilote le programme Pesticides

Barriuso Enrique, Inra, directeur de l'UMR Ecosys, animateur scientifique du programme Pesticides

De manière collective, nous remercions l'ensemble des porteurs de projets et leurs partenaires, qui ont contribué aux rapports de recherche ayant servi de base à la rédaction de cet ouvrage. Nous tenons également à remercier pour leurs réflexions et conseils les membres du conseil scientifique (CS), sous la présidence d'Éric Vindimian au moment du lancement du projet d'ouvrage, puis de Charles Manceau, et les membres du comité d'orientation (CO), sous la présidence de Claire Hubert puis de Philippe Courtier. Nous remercions enfin pour leur précieuse contribution Murièle Millot et Sarah Combalbert, respectivement chargée du pilotage du programme Pesticides et chargée de mission sur le programme au sein du Medde au moment du lancement du projet d'ouvrage.

De manière nominative, nous tenons à remercier les contributeurs de chacune des parties :

Partie 1. Transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement

Alencastro Luiz Felipe (de), École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Laboratoire central environnemental (GR-CEL), membre du CS

Andrieux Patrick, Inra, UR Agrosystèmes tropicaux (Astro)

Bedos Carole, Inra, UMR Ecosys

Benoit Pierre, Inra, UMR Ecosys

Briand Olivier, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Forêt (Maaf), sous-direction du travail et de la protection sociale

Brunet Yves, Inra, UMR Interaction sol plante atmosphère (Ispa)

Carluer Nadia, Irstea, UR Milieux aquatiques, écologie et pollutions (Maep)

Cattan Philippe, Cirad, UR Systèmes de culture bananiers plantains ananas

Chevreuil Marc, École pratique des hautes études (EPHE), UMR Milieux environnementaux, transferts et interactions dans les hydrosystèmes et les sols (Metis), membre du CS

Coquet Yves, Université d'Orléans, Institut des sciences de la Terre d'Orléans (Isto)

Delmas François, Irstea, UR Écosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX)

Gouy Véronique, Irstea, UR Milieux aquatiques, écologie et pollutions (Maep), membre du CS

Mellouki Wahid, CNRS, Institut de combustion, aérothermique, réactivité et environnement (Icare)

Réal Benoît, Arvalis Institut du Végétal, membre du CO

Vernier Françoise, Irstea, UR Environnement, territoires et infrastructures (ETBX)

Partie 2. Effets des pesticides et réduction des impacts sur les organismes et les écosystèmes

Amichot Marcel, Inra, UMR Institut Sophia Agrobiotech (ISA)

Arzul Geneviève, Ifremer

Capowiez Yvan, Inra, UR Plantes et systèmes de culture horticoles (PSH), membre du CS

Caquet Thierry, Inra, Département Écologie des forêts, prairies et milieux aquatiques (EFPA), membre du CS

Chaton Pierre-François, Anses, Unité Évaluation écotoxicologie environnement des intrants du végétal

De la Broise Denis, Université de Bretagne occidentale (UBO), Laboratoire des sciences de l'environnement marin (Lemar)

Decourtye Axel, Acta, Unité mixte technologique (UMT) Protection des abeilles dans l'environnement (Prade)

Devillers James, Centre de traitement de l'information scientifique (CTIS), membre du CS

Durand Gaël, Labocea

Joly Claudine, France nature environnement (FNE), membre du CO

Lagadic Laurent, Inra, UMR Écologie et santé des écosystèmes (ESE)

Leboulanger Christophe, IRD, UMR Écologie des systèmes marins côtiers (Ecosym)

Masfaraud Jean-François, Université de Metz, Laboratoire interdisciplinaire des environnements continentaux (Liec), membre du CS
 Poulsen Véronique, Anses, Unité Évaluation écotoxicologie environnement des intrants du végétal, membre du CO
 Quiniou Françoise, Ifremer
 Ravanel Patrick, Université Joseph Fourier, Laboratoire d'écologie alpine (Leca)
 Raveton Muriel, Université Joseph Fourier, Laboratoire d'écologie alpine (Leca)
 Sauphanor Benoît, Inra, UR Plantes et systèmes de culture horticoles (PSH)
 Simon Sylvaine, Inra, Unité expérimentale de recherches intégrées Gotheron
 Soulas Guy, Inra, UMR CEnologie
 Stachowski-Haberkorn Sabine, Ifremer, Laboratoire d'écotoxicologie, membre du CS
 Thybaud Éric, Ineris, Pôle Dangers et impact sur le vivant, membre du CS
 Turquet Jean, Agence pour la recherche et la valorisation marines (Arvam)
 Weill Mylène, CNRS, Institut des sciences de l'évolution (Isem)
 Yébakima André, Agence régionale de santé (ARS) Martinique, Conseil général de la Martinique, membre du CS

Partie 3. Pratiques agronomiques innovantes pour réduire l'utilisation des pesticides

Ait Barka Essaid, Université de Reims Champagne-Ardenne, UR Vignes et Vins de Champagne
 Aubertot Jean-Noël, Inra, UMR Agroécologie – innovations – territoires (Agir)
 Capowiez Yvan, Inra, UR Plantes et systèmes de culture horticoles (PSH), membre du CS
 Chauvel Bruno, Inra, UMR Agroécologie
 Colbach Nathalie, Inra, UMR Agroécologie
 Faure Denis, CNRS, Institut des sciences du végétal (ISV)
 Guichard Laurence, Inra, UMR Agronomie, membre du CS
 Gross Hélène, Acta, membre du CO
 Lavelle Patrick, IRD, UMR Biogéochimie et écologie des milieux continentaux (Bioemco)
 Lescourret Françoise, Inra, UR Plantes et systèmes de culture horticoles (PSH)
 Munier-Jolain Nicolas, Inra, UMR Agroécologie
 Robert Corinne, Inra, UMR Ecosys
 Robin Marie-Hélène, École d'Ingénieurs de Purpan, UMR Agroécologie – innovations – territoires (Agir)
 Simonin Pascal, Cetiom, membre du CO
 Tixier Philippe, Cirad, UR Systèmes de culture bananiers plantains ananas
 Valantin-Morison Muriel, Inra, UMR Agronomie

Partie 4. Accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides

Barrault Julia, Université de Toulouse, Centre d'étude et de recherche travail organisation pouvoir (Certop) et Université du Québec à Montréal (UAQM), Institut des sciences de l'environnement (ISE)

Barthélémy Carole, Université d'Aix Marseille, Laboratoire population environnement développement (LPED), membre du CS

Bélis-Bergouignan Marie-Claude, Université de Bordeaux, Groupe de recherche en économie théorique et appliquée (Gretha)

Bougherara Douadia, Inra, Laboratoire montpelliérain d'économie théorique et appliquée (Lameta)

Brochot Sylvie, Maaf, direction générale des politiques agricole, agroalimentaire et des territoires (DGPAAT), membre du CO

Guichard Laurence, Inra, UMR Agronomie, membre du CS

Langlais Alexandra, CNRS, Institut ouest droit et Europe (Iode), membre du CS

Michelin Yves, Vetagro-Sup, UMR Mutations des activités, des espaces et des formes d'organisation dans les territoires ruraux (Metafort)

Montginoul Marielle, Irstea, UMR Gestion de l'eau, acteurs et usages (G-Eau), membre du CS

Nicourt Christian, Inra, UMR Risques, travail, marché, État (Ritme)

Salles Denis, Irstea, UR Environnement, territoires et infrastructures (ETBX)

Sutan Angela, ESC Dijon Bourgogne, Laboratoire d'expérimentation en sciences sociales et analyse des comportements (Lessac)

Teil Geneviève, Inra, UMR Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires (Sadapt)

Valantin-Morison Muriel, Inra, UMR Agronomie

Vernier Françoise, Irstea, UR Environnement, territoires et infrastructures (ETBX)

Vigouroux Ronan, Union des industries de la protection des plantes (UIPP), membre du CO

Vindimian Éric, Medde, Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), Autorité environnementale, membre du CO et ancien président du CS

Édition : MZ Éditions
www.mz-editions.fr

Formaté typographiquement par Desk
Saint Berthevin (53)

02 43 01 22 11 – desk@desk53.com.fr

Achevé d'imprimer en Communauté européenne
par Pulsio.net, juin 2015

Les pesticides sont aujourd'hui au centre d'enjeux environnementaux considérables. Dès 1999, le ministère de l'Écologie a mis en place le programme de recherche « Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides ». Dans ce cadre, 57 projets de recherche ont été soutenus afin d'accroître la connaissance des risques et d'aider les acteurs du domaine à mettre en œuvre des actions pour les réduire.

Cet ouvrage présente les avancées majeures de ce programme à travers quatre thématiques principales : transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement ; effets des pesticides et réduction des impacts sur les organismes et les écosystèmes ; pratiques agronomiques innovantes pour réduire l'utilisation des pesticides ; accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides.

Les décideurs, porteurs de politiques publiques, professionnels du monde agricole ou encore gestionnaires de l'environnement y trouveront des éléments pour estimer les risques liés à l'utilisation de ces produits et agir en faveur de pratiques agricoles plus économes en pesticides. Les enseignants mais aussi les étudiants accéderont à une synthèse des connaissances, étoffée de nombreuses références bibliographiques. Enfin, l'ouvrage identifie certaines lacunes scientifiques de la problématique et ouvre la réflexion sur de futures pistes de recherche.

Edwige Charbonnier, ingénieur agronome, est chargée de l'animation scientifique du programme Pesticides à l'Inra depuis août 2013.

Aïcha Ronceux, ingénieur agronome, a été chargée de l'animation scientifique du programme Pesticides à l'Inra de 2011 à 2013.

Anne-Sophie Carpentier, ingénieur des ponts, des eaux et des forêts, docteur en biostatistiques, pilote le programme Pesticides au ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie (Medde).

Hélène Soubelet, docteur vétérinaire, spécialiste en pathologie végétale et en santé publique, est chef de la mission « Biodiversité et gestion durable des milieux » qui pilote le programme Pesticides au sein du Medde.

Enrique Barriuso, docteur en chimie environnementale, directeur de l'UMR Inra-AgroParisTech Ecosys (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes, Grignon), est animateur scientifique du programme Pesticides depuis fin 2010.



36 €

ISBN : 978-2-7592-2343-5

éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea
www.quae.com



ISSN : 1952-1251
Réf. : 02486