



HAL
open science

Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides

J.M. Barbier, Philippe Bontems, Alain Carpentier, A. Lacroix, R. Laplana, Stephane Lemarié, N. Turpin, . Inra, . Cemagref, La Recherche Pour L'Ingénierie de L'Agriculture Et de L'Environnement

► To cite this version:

J.M. Barbier, Philippe Bontems, Alain Carpentier, A. Lacroix, R. Laplana, et al.. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. Diffusion du document : INRA 147 rue de l'université 75338 Paris (FRA). 2005. hal-02831141

HAL Id: hal-02831141

<https://hal.inrae.fr/hal-02831141>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

ASPECTS ECONOMIQUES DE LA REGULATION DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES

A. Carpentier (INRA-SAE2), J.-M. Barbier (INRA-SAD), P. Bontems (INRA-SAE2),
A. Lacroix (INRA-SAE2), R. Laplana (CEMAGREF), S. Lemarié (INRA-SAE2)
et N. Turpin (CEMAGREF)

I
N
R
A

E
S
R

R
E
N

A
C

4
3

MENTATION ÉCONOMIE RURALE RENNES



0 9 4 2 1 *

Les auteurs remercient F. Bonnieux, A. Gohin et H. Guyomard pour leur lecture attentive de tout ou partie de ce rapport et leurs remarques constructives. Par ailleurs, ce document a bénéficié des discussions que les auteurs ont pu avoir avec P. Dupraz, C. Le Mouël, L. Mahé, M. Pech et, bien entendu, avec les autres participants du groupe d'expertise. A. Carpentier remercie particulièrement C. Guerrier pour son aide logistique lors de la rédaction de ce chapitre.

Bien entendu, les auteurs sont responsables des idées exprimées dans ce rapport.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	3
1. LE CONTEXTE.....	11
2. MICRO-ECONOMIE DE LA DEMANDE DE PESTICIDES.....	59
3. ADOPTION DES PRATIQUES ECONOMES EN PESTICIDES.....	103
4. REGULATION DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES.....	173
REMARQUES CONCLUSIVES ET SYNTHESE.....	249
REFERENCES.....	267

INTRODUCTION

Ce chapitre présente une synthèse des résultats des principales études micro-économiques de la demande de produits phytosanitaires et de la régulation des pollutions par les pesticides. Bien entendu, cette analyse bibliographique ne prétend pas être exhaustive et s'appuie sur les synthèses déjà réalisées sur ce domaine par Antle (1988), Zilberman et Siebert (1990), Pannell (1991), Carlson et Wetzstein (1993), Michalek (1994), Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997) et Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998).

Les résultats présentés ne concernent que le cas des pesticides utilisés en agriculture.

Depuis la publication de la première estimation économétrique de la productivité des pesticides en 1968 par Headley, les économistes se sont beaucoup intéressés à ces produits pour deux raisons. D'une part, ces intrants soulèvent des questions scientifiques intéressantes à la fois sur les raisons qui amènent les agriculteurs à les utiliser et sur la régulation des pollutions dont ils sont à l'origine. D'autre part, l'émergence du problème des pollutions d'origine agricole a fait des pesticides un sujet d'actualité et par conséquent un sujet de recherche susceptible d'être financé.

L'évolution du contenu des publications scientifiques traitant de la question des pesticides suit, dans une large mesure, les évolutions du statut de cette question dans le débat social et de la science économique en général.

La majeure partie des résultats présentés ici est issue d'articles publiés dans des revues à comité de lecture ou d'articles de synthèse publiés dans des livres de référence. Cependant, tout au moins pour certains thèmes, nous avons utilisé des rapports publiés et commandés par différents organismes (OCDE, Ministères, UE, ...).¹

Evolution de la littérature

La majeure partie des articles publiés dans les années 1970 concernait la productivité des pesticides en tant que facteur de production. Les premières mesures économétriques de cette productivité tendaient à prouver l'importance des pesticides chimiques dans la production agricole tout en soulevant certaines questions quant à leur utilisation optimale. D'autres études visaient à poser les

¹ Dans le cadre de la définition de sa "Thématique Stratégique pour l'utilisation durable des pesticides", la Commission Européenne a commandé deux rapports de synthèse, dont les rédactions ont été finalisées en 1997 et en 2004. Ces deux rapports (disponibles sur site internet de la Commission Européenne) concernent les aspects socio-économiques de la régulation de l'utilisation des pesticides.

Le rapport fourni en 1997 (*Possibilities for Future EU Environmental Policy on Plant Protection Product*) est dans l'esprit de cette expertise. En particulier la section rédigée par l'Université de Wageningen (Oskam, Vijftigschild et Graveland, 1997) sur la question des instruments de régulation de l'utilisation des pesticides présente de nombreux points communs (et de conclusions communes) avec la partie 4 de ce chapitre. Par ailleurs, de nombreux éléments (cas d'étude, faits, ...) de ce rapport sont repris ici.

Le rapport (BiPRO, 2004) fourni à la Commission Européenne en 2004 (*Assessing the impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*) est de nature différente. Il tente d'évaluer les coûts et bénéfices attendus de l'instauration (à l'échelle de l'UE à 15 ou à 25) de 8 instruments de régulation : contraintes sur les pulvérisations aériennes; définitions de zones à « zéro pesticides », contrôle technique de pulvérisateurs, ...

Certains des résultats présentés dans ce rapport sont originaux et beaucoup sont intéressants, notamment en ce qui concerne les coûts administratifs associés aux instruments étudiés, l'avis des experts sollicités à propos de l'utilisation de ces instruments et le soin apporté à l'identification des acteurs concernés par leur mise en place.

Cependant, ce rapport utilise essentiellement une approche comptable, ce qui constitue une de ses principales faiblesses. Il néglige certains mécanismes économiques (mécanismes d'incitation économique et d'équilibre de marché) en jeu. Il passe donc sous silence certains coûts et bénéfices potentiellement importants. Ceci rend certaines conclusions très discutables. En outre, les évaluations présentées sont basées sur l'étude de cas particuliers puis sur l'extrapolation des résultats de ces études spécifiques. Cette méthode permet de produire des chiffres à l'échelle européenne mais souffre potentiellement de graves biais d'échantillonnage/extrapolation. Enfin, certains calculs sont peu transparents.

Ce chapitre considère un plus grand nombre d'instruments de régulation de l'utilisation des pesticides, utilise une approche économique et non comptable et considère avec précaution toute forme d'extrapolation des résultats des études de cas présentées.

bases économiques d'un seuil d'intervention optimal (pour les agriculteurs) en s'appuyant sur des modèles bio-économiques représentant la dynamique des populations de déprédateurs. Enfin, les premières études concernant les phénomènes de résistance apparaissent également à cette époque, cette problématique soulevant des questions intéressantes en terme d'optimisation inter-temporelle et de coordination des comportements des agriculteurs.

Dans les années 1980 apparaissent les premières études liées à la question des pollutions par les pesticides. A la suite des progrès et de la diffusion des méthodes économétriques, les économistes ont commencé à essayer de mesurer l'élasticité-prix des pesticides pour estimer les effets de politiques de taxation de ces intrants. Dans le même temps, se posait la question de l'éventuelle « sur-utilisation » de ces intrants par les agriculteurs, la question étant ici de comprendre pourquoi les agriculteurs utilisaient principalement des méthodes de lutte chimique préventives, voire systématiques. Ces études se sont très vite orientées vers l'analyse des effets des pesticides sur les aléas phytosanitaires et sur l'aversion au risque des agriculteurs. Cette reconnaissance de la spécificité des pesticides en tant qu'intrant de protection a également donné lieu à de nombreux travaux visant à améliorer la mesure de leur productivité. Cette période a également vu apparaître les premières comparaisons des performances économiques des pratiques conventionnelles et des pratiques de la protection phytosanitaire intégrée. Dans la même logique, certaines études présentaient des méthodes visant à mesurer la valeur économique des techniques de dépistage ou de logiciels de prévision d'infestations.

Les tendances observées lors des années 1980 se sont poursuivies dans les années 1990. Durant cette période le problème de la régulation des pollutions par les pesticides a, en nombre d'articles publiés, pris l'ascendant sur les questions plus spécifiquement liées à leur utilisation. En particulier les économistes ont commencé à s'interroger sur les relations entre les politiques environnementales et les politiques agricoles avec une attention particulière sur les effets environnementaux des politiques de soutien à l'agriculture. Dans la même logique, de nombreux travaux ont cherché à intégrer les développements récents de la science économique (de la théorie des contrats notamment) pour étudier les effets d'autres instruments que les taxes pour la régulation des pollutions par les pesticides. Parallèlement, les économistes ont commencé à travailler sur la mesure du consentement à payer des consommateurs pour des produits alimentaires avec peu ou pas de résidus de pesticides. La plupart des pays développés ont renforcé les critères d'homologation des produits phytosanitaires, notamment en matière d'écotoxicité. Ceci a donné lieu à des travaux sur les critères utilisés dans le cadre de la procédure d'homologation et sur les effets de cette procédure sur l'offre de pesticides.

La question de l'utilisation des techniques de la protection et de la production intégrées est apparue comme un thème majeur à partir de la fin des années 1990. Reconnaissant que la maîtrise de ces techniques requiert de la connaissance et des informations, les recherches se sont orientées dans deux directions : la relative lenteur de l'adoption et de la diffusion de ces techniques et les moyens d'y remédier d'une part, l'adaptation de l'organisation des services de formation et de conseil visant à répondre aux attentes des agriculteurs souhaitant employer ces techniques d'autre part. Enfin, les problèmes soulevés par les organismes génétiquement modifiés ont récemment mobilisé de nombreux économistes auparavant spécialisés sur la question des pesticides.

La démarche de la science économique

La très grande majorité des travaux consultés s'appuie sur une formalisation mathématique du comportement des agents concernés, *i.e.* s'inscrit dans le cadre de la micro-économie (néo)classique. Cette formalisation permet d'explicitier avec précision les hypothèses sur lesquelles reposent les phénomènes et résultats décrits. La principale hypothèse émise est celle de la rationalité économique des agents. Elle est nécessaire pour une discipline qui ne dispose pas de possibilités d'expérimentation en univers contrôlé.

Définir un modèle formel, que ce soit pour le comportement d'un agent économique ou du fonctionnement d'un marché, permet ensuite d'utiliser des méthodes quantitatives visant d'une part à tester certaines hypothèses et certains résultats issus de raisonnements théoriques, et d'autre part à

quantifier l'influence des déterminants du choix des agents économiques, *i.e.* dans une optique de prévision.

Les hypothèses fondatrices des modèles économiques sont souvent jugées restrictives. Bien entendu, toute formalisation, notamment en sciences sociales, suppose une simplification de la réalité. Cette simplification est souvent utile ne serait-ce que pour mettre en évidence un mécanisme important. Certains modèles sont construits dans un but analytique, *i.e.* pour mettre en évidence un mécanisme important. Ces modèles n'ont pas pour vocation à décrire la réalité, ils visent à faire ressortir un aspect important de cette réalité.

Selon les cas, la rationalité des producteurs reflète des comportements plus ou moins complexes. Dans le cas le plus simple, la rationalité se limite à l'optimisation d'une marge brute. Néanmoins, lorsque cela est nécessaire, il est considéré que les choix des producteurs dépendent également de leur attitude face au risque de production ou de prix, de leurs préférences spécifiques pour la protection de l'environnement, de leur envie de disposer de plus ou moins de temps de loisir ou encore des échanges d'information qu'ils peuvent avoir avec leurs voisins. Ces éléments, souvent considérés comme des facteurs sociologiques ou psychologiques, peuvent être intégrés à l'analyse économique du comportement des producteurs puisque cette science a développé les outils nécessaires. Ils ne sont pas des objets d'étude en tant que tels pour les économistes mais, en tant que déterminants des choix économiques, ils doivent être pris en compte dans une analyse des choix des producteurs.

De la même manière, pour ce qui concerne un problème comme celui engendré par l'utilisation des pesticides, les économistes s'attachent à analyser les mécanismes économiques qui conduisent aux problèmes de pollutions. Ceci leur permet ensuite, tout au moins dans une certaine mesure, de définir les leviers, en particulier économiques, que pourraient utiliser les pouvoirs publics afin de remédier à ces problèmes. Dans ce contexte, ils tiennent pour acquis que les acteurs considérés agissent dans le cadre d'une économie de marché, que le problème des émissions polluantes est lié au processus de production agricole et donc au comportement des agriculteurs, et que ces émissions sont jugées trop élevées par la société.

En réponse à cette complexité, les économistes peuvent parfois évaluer (d'un point de vue monétaire) certains des dommages engendrés par les pollutions, et donc fournir des éléments chiffrés pertinents pour alimenter le débat social. Ces éléments participent à la définition et à l'évaluation des arbitrages à la base du choix social.

Par ailleurs leurs efforts se concentrent également sur la définition d'instruments de politique permettant d'atteindre au moindre coût social un niveau de pollution que la société aura accepté et décidé, *i.e.* d'atteindre un objectif donné en limitant les pertes des « perdants » de la réduction des niveaux de pollution et les dépenses de l'Etat. Dans cette optique, la connaissance des mécanismes de choix économique des agents concernés et du fonctionnement des marchés dans lesquels ils opèrent sont des conditions nécessaires à la détermination d'instruments efficaces pour la régulation des pollutions.

Bien entendu, si la société fixe des contraintes sur le choix des instruments de régulation utilisables (*e.g.*, privilégier les subventions aux agriculteurs) et/ou se donne d'autres objectifs que ceux de la régulation des pollutions (*e.g.*, le maintien du revenu des agriculteurs, ...), les économistes intègrent ces contraintes et/ou objectifs dans leurs analyses.

Nature des recherches

Les travaux les plus abondants sur l'utilisation des pesticides sont de nature analytique. Ils visent à mettre en évidence un (voire plusieurs) mécanisme(s) de comportement ou de marché particulièrement important en proposant des modèles permettant d'expliquer des faits stylisés. Par exemple, l'effet des pesticides sur les risques de production et les comportements des agriculteurs qui en découlent ont beaucoup été étudiés. Des travaux théoriques ont mis en évidence les mécanismes

sous-jacents aux comportements « d'assurance » des agriculteurs. Des travaux empiriques ont mesuré les effets de ces comportements d'assurance, notamment sur les dépenses de pesticides.

Ces travaux analytiques nourrissent ensuite des études plus normatives visant à comparer l'efficacité de différents instruments de régulation des pollutions engendrées par les pesticides : taxes sur les émissions polluantes, normes sur ces émissions, différentes formes de contrats, ...

Ces études sont essentiellement théoriques. En effet, il est difficile de tester *ex post* les prédictions de certains modèles puisqu'il est impossible d'évaluer les effets réels des instruments de régulation qui n'ont pas encore été utilisés. En outre, même lorsque certains instruments ont déjà été utilisés, il est souvent difficile d'identifier l'impact spécifique de ces instruments au sein des effets de l'évolution d'autres éléments affectant les mécanismes étudiés (modifications technologiques, mise en place d'autres instruments de régulation, évolutions de prix, ...).

Ainsi, la plupart des études empiriques sur les effets des instruments de régulation des pollutions porte sur des évaluations *ex ante*. Bien entendu, ces évaluations dépendent des hypothèses fondatrices des modèles utilisés et en particulier des éléments importants qui auraient pu être omis.

De manière générale, l'information fournie par les publications sur les pesticides est importante en volume mais est malgré tout très fragmentaire.

Les pesticides sont divers de même que les cultures qu'ils servent à protéger. La grande majorité des études empiriques sur l'utilisation des pesticides concerne les grandes cultures. En outre, une grande majorité de ces études concerne l'agriculture des Etats-Unis. Or, si les mécanismes économiques en jeu sont toujours les mêmes (les agriculteurs américains et français ont des objectifs similaires, font face à des risques de production, ...) l'importance relative de ces mécanismes peut sensiblement différer d'une culture à une autre, d'un groupe de pesticides à un autre, d'un pays à un autre, ...

Par exemple, les arboriculteurs et les céréaliers utilisent des pesticides pour protéger leurs rendements. Ces agriculteurs gèrent leur protection phytosanitaire en considérant le prix de leurs produits, le prix des pesticides, l'efficacité de ces intrants, leur risque de production ... mais les producteurs de fruits doivent en outre considérer l'aspect esthétique de leurs produits pour pouvoir les vendre en frais.

Les céréaliers américains utilisent beaucoup moins de fongicides que les céréaliers européens, notamment parce qu'ils ont des objectifs de rendement moins élevés. Les problèmes de transposition des résultats d'un contexte à un autre sont évoqués dans ce rapport lorsque cela est nécessaire.

Il n'existe pas d'analyse économique globale du problème de la régulation des pollutions par les pesticides qui soit publiée dans une revue scientifique. Lorsque ces analyses existent, elles font l'objet de rapports commandés par des institutions nationales (ministères, agences, ...) ou supra-nationales (OCDE, UE, ...).

La littérature sur les pesticides s'attache à analyser des phénomènes spécifiques à ces intrants tels que la gestion collective des problèmes de résistance ou l'intérêt de différentes formes de conseil pour stimuler l'adoption de différentes techniques de protection intégrée. Aussi sont présentés ici des résultats publiés dans le domaine de l'économie de l'environnement en général et dans le domaine de la régulation des pollutions d'origine agricole en particulier. Bien entendu n'ont été retenus que les résultats pertinents pour le cas des pesticides.

Plan du chapitre

La première partie de ce chapitre présente le contexte dans lequel s'inscrit cette expertise. Elle rappelle dans un premier temps le cadre d'analyse utilisé par les économistes pour l'étude des problèmes de pollution.

La seconde section de cette partie s'intéresse aux résultats des analyses historiques de l'effet du contexte économique sur l'évolution de l'utilisation des pesticides. Cette section met en avant le rôle des instruments de soutien de la PAC pour le développement de l'utilisation des pesticides dans l'UE.

Elle met également en évidence l'importance des effets de long terme du contexte économique, notamment par la présentation des mécanismes d'innovations (et d'institutions) induites.

La troisième section décrit les politiques mises en place par les pays développés pour la régulation des pollutions par les pesticides. Elle illustre le rôle central de la procédure d'homologation des pesticides et des politiques axées sur la recherche (notamment agronomique), le conseil et la formation des agriculteurs. Elle développe en particulier la politique mise en œuvre par le Danemark, le pays le plus ambitieux dans le domaine de la réduction de l'utilisation des pesticides.

La quatrième section porte sur l'analyse économique de la réaction de l'industrie phytosanitaire au récent renforcement des critères d'homologation des pesticides décidé par la plupart des pays développés. Cette présentation permet d'illustrer l'impact économique des instruments réglementaires et les limites associées à une approche de la régulation des pollutions par les pesticides visant à agir uniquement sur la qualité des produits mis en marché.

Les seconde et troisième parties présentent les études sur le comportement des agriculteurs vis-à-vis de l'utilisation des pesticides, la troisième traitant du cas spécifique de l'adoption de nouvelles pratiques de protection phytosanitaire et/ou de production agricole.

La seconde partie synthétise les résultats publiés quant à l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs. Elle débute par une section présentant les principaux concepts de la micro-économie de la production. Cette synthèse vise notamment à définir précisément le concept de l'élasticité-prix des pesticides et son interprétation, un des points cruciaux des discussions sur l'intérêt des politiques de taxation des pesticides. Elle vise également à présenter les outils avec lesquels il est possible d'analyser et de mesurer les effets, par exemple, du prix d'une culture, non seulement sur la production de cette culture, mais également sur l'utilisation de pesticides pour cette culture, sur la production d'autres cultures, sur l'utilisation des pesticides de ces autres cultures, ...

La troisième section est consacrée aux études utilisant les résultats standards de la micro-économie de la production pour l'analyse de la demande de pesticides.

La quatrième section présente les travaux analysant les implications du rôle de protection des pesticides sur la spécification des modèles utilisés en économétrie pour analyser le comportement des agriculteurs.

La cinquième section synthétise les résultats concernant l'utilisation des pesticides par les agriculteurs en tenant compte du rôle de ces intrants sur le risque de production. Ces travaux mettent l'accent sur le rôle de l'attitude face au risque des agriculteurs et détaille les effets de cette attitude sur leurs choix de protection phytosanitaire. Ils permettent de définir précisément ce que les économistes désignent par le terme « comportement d'assurance ».

La sixième section porte sur un aspect de l'utilisation des pesticides trop peu étudié qui concerne l'analyse de l'intégration de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité agricole. En effet, les pratiques de fertilisation et de protection phytosanitaire sont très liées d'un point de vue agronomique, notamment lorsque les rendements visés sont élevés. De même, dans le cas des cultures fruitières et maraîchères, les pesticides permettent de gérer un risque de production en terme de quantité et de qualité. Seules quelques études mentionnent ces aspects. Peu les étudient en profondeur et analysent leurs implications pour la régulation des pollutions par les pesticides.

La septième section analyse les implications de l'attitude face au risque des agriculteurs pour la définition des politiques de régulation des pollutions par les pesticides. En particulier, cette section montre que si l'assurance des récoltes semblait être un instrument de politique économique intéressant pour réduire les utilisations de pesticides, les recherches menées sur cette question ont montré les effets de cet instrument peuvent s'avérer très décevants voire même contraires à ceux attendus, tout au moins dans le cas des cultures annuelles.

La troisième partie présente les travaux portant sur l'adoption par les agriculteurs des pratiques alternatives à la lutte chimique préventive contre les ennemis des cultures. Depuis le milieu des années 1990, ces travaux représentent l'essentiel des études menées sur la question de l'utilisation des pesticides en particulier et celle de l'utilisation des intrants agricoles polluants en général. L'idée sous-jacente à ces études est qu'une réduction importante de l'utilisation des pesticides par les

agriculteurs requiert un changement de pratique important en terme de protection phytosanitaire quand ce n'est pas un changement de pratique de production.

Ces changements de pratiques permettent de diminuer la « dépendance technique » de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides mais reposent sur l'utilisation d'intrants particuliers, notamment des connaissances (formation et expérience que les économistes regroupent sous le terme de capital humain) et de l'information en général. En ce sens l'adoption d'une pratique économe en pesticides constitue un investissement incertain et relativement conséquent, non pas en capital matériel, mais en capital humain et en temps de travail.

La seconde section présente une typologie « économique » des pratiques alternatives à l'utilisation systématique des pesticides chimiques. Bien évidemment, elle recoupe dans une large mesure celle du chapitre 4 mais met en évidence les enjeux économiques liés à leur adoption pour les agriculteurs.

La troisième section traite du cas de l'utilisation des techniques de dépistage. Cet exemple est emblématique dans la mesure où il met en évidence plusieurs éléments importants de l'analyse économique dans ce contexte. Tout d'abord, un agriculteur utilisant une lutte chimique préventive peut être parfaitement rationnel d'un point de vue économique, et ce bien qu'il puisse techniquement adapter ses décisions de traitement à l'état sanitaire de ses parcelles. Aussi ce qui peut paraître un gaspillage d'un point de vue technique peut être parfaitement justifié d'un point de vue économique. Ensuite, et ce point est lié au précédent, l'utilisation des techniques de dépistage, comme l'utilisation de tout autre pratique économe en pesticides, est coûteuse en intrants spécifiques (temps de travail, connaissances, analyses, ...) et peut être implicitement coûteuse en terme de prise de risque. Omettre ces coûts implicites ou explicites conduit à surestimer de manière erronée la rentabilité de ces techniques. Ce résultat amène à relativiser la portée d'études qui concluent que certaines techniques alternatives à la lutte chimique contre les ennemis des cultures seraient d'ors et déjà rentables sur la base de la comparaison de simples marges brutes. Enfin, l'intérêt des techniques de dépistage dépend dans une large mesure du rapport du prix des pesticides au prix des produits et des pratiques culturales utilisées.

La quatrième section synthétise les principaux résultats des études empiriques relatives à l'adoption des pratiques alternative à la lutte chimique préventive (voire systématique). Les résultats analysés concernent à la fois les déterminants observés de cette adoption et les effets observés de cette adoption. Les études empiriques recensées sont quasi-exclusivement américaines. Si elles confirment l'importance des déterminants économiques de l'adoption des pratiques économes en pesticides, l'analyse des effets de cette adoption doit être considérée avec prudence dans la mesure où les pratiques conventionnelles de production des agriculteurs américains diffèrent sensiblement des pratiques de production des agriculteurs européens. Ces différences expliquent, tout au moins en partie, le constat selon lequel les américains privilégient les pratiques de la protection des cultures intégrées et les européens celles de la production intégrée en tant que pratiques permettant de réduire l'utilisation des pesticides chimiques dans le cas des grandes cultures.

La cinquième section décrit l'analyse économique de l'adoption des innovations culturales, *i.e.* présente cette adoption comme un problème d'investissement de long terme, aux effets incertains et caractérisés par d'importants mécanismes d'apprentissage. Elle permet de mettre en évidence les freins à l'adoption d'innovations technologiques radicales telles que les pratiques de protection ou de production intégrées. Cette section distingue les phases d'adoption, celle durant laquelle l'agriculteur teste, adapte et apprend à maîtriser les innovations culturales, et la phase d'utilisation des innovations culturales, celle durant laquelle l'agriculteur maîtrise et tire pleinement partie de ces innovations. L'ensemble des calculs présentés démontre le rôle essentiel des informations dont l'agriculteur dispose à propos des innovations ; de celles qui lui apprennent l'existence de ces innovations à celles qui lui permettent de les maîtriser, en passant par celles qui forment sa perception initiale de leur intérêt pour lui, *i.e.* celles qui vont déterminer s'il va envisager ou non d'adopter ces innovations.

La sixième section présente l'analyse économique du rôle du conseil et de la formation agricoles, et de l'intérêt de l'intervention de l'Etat dans ce domaine.

Enfin, la septième section présente les résultats des études, malheureusement peu nombreuses, de l'influence des secteurs en amont et en aval de l'agriculture sur l'adoption des innovations technologiques en matière de protection phytosanitaire.

La quatrième partie rapporte les résultats des travaux des économistes sur la définition des politiques de régulation des pollutions, et des pollutions par les pesticides en particulier. Bien entendu, les travaux spécifiques au cas des pesticides se nourrissent des résultats des études présentées dans les parties précédentes.

Afin d'éviter de dresser un catalogue des résultats issus de l'analyse économique des instruments de régulation des pollutions, cette partie est construite comme une application de ces résultats dans l'optique de la définition d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides pour un pays comme la France.

L'objet de cette synthèse est de montrer qu'il est possible de définir des grands principes pour le choix des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur une base objective : celle qui consiste à atteindre des objectifs environnementaux fixés (plus ou moins ambitieux selon les choix de la société) au moindre coût social, *i.e.* au moindre coût pour les secteurs dont le revenu diminue suite à la mise en place de cette politique et pour le budget de l'Etat. Elle illustre en particulier la nécessité d'adapter l'horizon de temps aux objectifs environnementaux adoptés : plus ces objectifs sont ambitieux, plus le secteur agricole (et les secteurs connexes) aura(ont) besoin de temps pour s'adapter aux contraintes auxquelles il(s) sera(ont) soumis et plus il est nécessaire de raisonner à long terme.

La seconde section aborde la question des objectifs de régulation. Elle vise à montrer que se fixer des objectifs en terme de réduction de l'utilisation des pesticides, selon leur niveau de toxicité/écotoxicité, offre de bonnes propriétés en terme de réduction des pollutions dont ces produits sont à l'origine. Elle montre en outre qu'il est nécessaire de définir un zonage du territoire concerné de manière à tenir compte de l'hétérogénéité de la sensibilité de certains sites aux pollutions par les pesticides.

La troisième section présente les résultats généraux concernant le rôle discriminant des coûts d'administration des différents instruments utilisables sur une grande échelle : taxes, subventions pour utilisation de bonnes pratiques, normes d'utilisation, ... Elle montre l'importance des systèmes de contrôle/sanction du respect des règles instaurées pour les différents instruments considérés.

La quatrième section développe les principaux arguments en faveur de la mise en place de taxes sur le prix des pesticides, les instruments de régulation des pollutions les plus efficaces d'un point de vue économique. Leurs avantages essentiels reposent sur leurs propriétés incitatives, *i.e.* leur capacité à orienter le comportement des agents concernés (agriculteurs, industrie phytosanitaire et agro-fourriture) sans les contraindre inutilement. A ces avantages s'ajoutent leur faible coût d'administration, leur flexibilité et le fait qu'elles génèrent des recettes fiscales.

La cinquième section souligne les propriétés des instruments de régulation mobilisables pour la gestion de la qualité des pesticides. Elle montre que le principe de la procédure d'homologation des pesticides fait l'objet d'un consensus même si ses modalités de mise œuvre peuvent être discutées.

La sixième section présente les principaux résultats relatifs aux propriétés des instruments mobilisables dans les zones sensibles. Cette analyse est complétée par les résultats présentés dans la neuvième section à propos de l'intérêt de différentes formes de contrats pouvant être passés entre l'Etat et les agriculteurs, l'une des voies de recherche les plus actives actuellement dans le domaine de la régulation des pollutions diffuses.

La septième section aborde la cohérence des différents instruments utilisables. Elle vise à montrer l'intérêt d'une politique articulée autour d'un système de taxes incitatives, d'une politique active en matière de recherche (notamment dans le domaine agronomique), de conseil et de formation aux agriculteurs et de subventions à l'adoption (et non à l'utilisation) de pratiques innovantes. Ces instruments centraux doivent ensuite être complétés par des mesures plus contraignantes dans les zones déclarées sensibles aux pollutions par les pesticides et des mesures d'accompagnement spécifiques pour certains secteurs de la production agricole.

La huitième section aborde la question de la compensation des effets négatifs de la taxe sur les revenus agricoles.

La neuvième section analyse l'intérêt de différentes formes de contrats pouvant être passés entre l'Etat (ou des collectivités locales) et les agriculteurs. Il s'agit là d'une voie de recherche les plus actives actuellement dans le domaine de la régulation des pollutions diffuses.

1. LE CONTEXTE

<u>1.1. Introduction</u>	13
<u>1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement</u>	15
<u>1.2.1. L'analyse micro-économique des problèmes de pollution</u>	15
<u>1.2.2. Les arbitrages en jeu pour la régulation des pollutions par les pesticides</u>	26
<u>1.2.3. L'évaluation des dommages engendrés par les pollutions par les pesticides</u>	32
<u>1.2.4. Les limites du choix économique des mesures de politiques de régulation des pollutions</u>	37
<u>1.2.5. Les principaux leviers utilisables pour la réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides</u>	40
<u>1.2.6. Remarques conclusives : choix politiques et économie politique</u>	42
<u>1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides</u>	45
<u>1.3.1. PAC, intensification et innovations induites</u>	45
<u>1.3.2. L'éventuel verrouillage technologique de l'agriculture vis-à-vis de la protection phytosanitaire chimique</u>	46
<u>1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses</u>	50
<u>1.4.1. Les systèmes de taxation mis en place</u>	50
<u>1.4.2. Les autres mesures mises en place</u>	51
<u>1.4.3. Le cas du Danemark</u>	52
<u>1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides</u>	55
<u>1.5.1. Les procédures d'homologation</u>	55
<u>1.5.2. Le coût de l'homologation</u>	55
<u>1.5.3. Effets sur le nombre de substances introduites et les marchés visés</u>	56
<u>1.5.4. Effet sur la toxicité des nouveaux pesticides</u>	57
<u>1.5.5. Effet sur la structure industrielle</u>	57
<u>1.6. Remarques conclusives</u>	58
<u>1.6.1. Les principaux apports de l'économie pour l'analyse des problèmes de pollution</u>	58
<u>1.6.2. Analyse économique des politiques de régulation des pollutions par les pesticides mises en œuvre jusqu'à présent</u>	59

1.1. Introduction

Les chapitres précédents ont présenté les alternatives techniques à la seule utilisation de pesticides, d'un point de vue agronomique et du point de vue des pollutions. Ils ont aussi mis en évidence la faisabilité, toujours technique, d'aménagements permettant de limiter la contamination des cours d'eau par les pesticides.

Ce chapitre aborde la question du choix du mode de lutte contre les ravageurs des cultures et de l'adoption d'aménagements de protection de l'environnement sous l'angle économique. En effet, ce n'est pas parce qu'une technique existe qu'elle est utilisée : par exemple, il est tout à fait possible techniquement d'utiliser les mêmes alliages pour les carrosseries des voitures que ceux couramment utilisés pour les navettes spatiales, ce qui rendrait ces voitures plus légères, plus résistantes, mais aussi beaucoup plus chères. Approcher le problème de l'utilisation de produits phytosanitaires sous l'angle économique va mettre au cœur de l'analyse à la fois le comportement des agriculteurs, la perception qu'ils ont de l'intérêt relatif d'une technique par rapport à une autre, mais s'intéresse aussi à une certaine idée de l'intérêt collectif.

Il nous a semblé nécessaire de débiter le chapitre par une présentation brève du cadre d'analyse économique et des principaux concepts qu'il mobilise pour l'analyse du problème des pollutions par les pesticides. C'est l'objet de la seconde section de cette partie.

La troisième section dresse un bref panorama des études qui ont abordé le problème de l'utilisation des pesticides dans l'UE sous un angle économique. Elle rappelle que bien qu'à l'origine de problème de pollution, l'utilisation de pesticides a été un des piliers de l'accroissement de la production agricole constatée depuis la fin de la seconde guerre mondiale.

D'un point de vue économique, le rôle de la PAC a été fondamental pour le développement de la lutte chimique contre les ennemis des cultures. En instaurant un système de soutien de la production *via* un soutien par les prix agricoles, elle a longtemps permis le maintien de rapports de prix très favorables à l'utilisation des intrants chimiques par les agriculteurs et par là-même le développement du secteur des pesticides. De même, elle évoque l'idée, maintenant largement répandue au sein de la communauté des scientifiques travaillant sur la question des pesticides, que la maîtrise des techniques de protection phytosanitaire intégrée (et celle des techniques de production intégrée) est beaucoup plus difficile que la protection chimique systématique si elle se veut être économiquement viable. En ce sens, les méthodes de lutte phytosanitaire ou de production alternatives à l'approche encore dominante sont intensives en compétences agronomiques et en information (*knowledge and information intensive*). Cette idée est présentée en détail dans la partie 3 mais apparaît en filigrane tout au long de ce chapitre. Puisqu'elles supposent une adaptation significative des pratiques des agriculteurs (et par suite des secteurs liés au secteur agricole, notamment celui du conseil), l'adoption généralisée des méthodes de production économes en pesticides ne peut constituer qu'un objectif de long terme et devra reposer sur des mesures fortement incitatives.

La quatrième section de cette partie présente les politiques mises en œuvre pour la régulation des pollutions par les pesticides, ou tout au moins l'information qui a pu être obtenue à ce propos. Il est ici fait une large place aux systèmes de taxation, l'instrument de régulation généralement privilégié par les économistes (Lichtenberg, 2004 ; Stavins, 2003) et à la politique mise en place par le Danemark à partir de 1986. En effet, à notre connaissance, ce pays est un des rares pays européens à s'être fixé des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides et à avoir pris des mesures pour les atteindre. D'un point de vue économique, la politique danoise apparaît comme exemplaire, non seulement par ce qu'elle s'appuie sur un système de taxation incitatif vis-à-vis de l'utilisation des pesticides (!), mais également et peut-être surtout pour la cohérence et la logique qui a prévalu lors de sa mise en œuvre.

La dernière section présente les effets sur l'offre de pesticides de l'évolution de la procédure d'homologation des pesticides. En effet, le renforcement des critères, notamment d'écotoxicité, des produits phytosanitaires est et a été la première mesure mise en place par les pays développés pour

limiter les pollutions par ces produits. Or, cette politique a des effets importants pour l'industrie phytosanitaire qu'il convient de développer ici.

1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement

Le but de cette section est de présenter brièvement les principaux concepts et outils utilisés par les micro-économistes pour analyser le problème des pollutions, et leurs limites.

Ces outils et concepts sont issus du champ de l'économie publique (e.g., Laffont, 1991b ; Salanié, 1998), dont l'économie de l'environnement est un sous-champ.

Les fondements essentiels de l'économie de l'environnement sont présentés par Baumol et Oates (1988), Bonnieux et Desaignes (1998), Kolstadt (2000) ou Bontems et Rotillon (2003). Ses développements théoriques récents sont exposés dans les articles de synthèse de Bovenberg and Goulder (2002) pour les taxes environnementales et ceux réunis par Mäler et Vincent (2003).

Enfin, les relations entre environnement et agriculture, d'un point de vue micro-économique, sont étudiées plus spécifiquement dans Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002) ; Carlson, Zilberman et Miranowski (1993) et Lichtenberg (2002).

1.2.1. L'analyse micro-économique des problèmes de pollution

1.2.1.1. Les principaux coûts et bénéfices liés à la réduction des pollutions par les pesticides

Bien entendu, les bénéfices de l'utilisation des pesticides reviennent en premier lieu aux agriculteurs et aux fabricants et distributeurs de pesticides. Mais l'utilisation des pesticides permet également de diminuer les coûts de la production agricole (ce qui explique leur utilisation par les agriculteurs) et donc, dans une économie de marché, par une diminution du prix des produits agricoles. Aussi, les utilisateurs de biens agricoles bénéficient également de l'utilisation des pesticides. Les industries agro-alimentaires profitent de matières premières à coûts modérés. Les consommateurs bénéficient de biens alimentaires à prix modérés, ce qui se traduit au niveau de leur pouvoir d'achat. Cet effet sur le pouvoir d'achat peut être important pour les populations les moins aisées, celles dont la part budgétaire de l'alimentation est importante.

De même, il convient de ne pas négliger l'importance des pesticides au niveau de la conservation et de la qualité sanitaire des produits agricoles. En particulier, certains fongicides de conservation permettent de lutter contre le développement de champignons producteurs de mycotoxines.

Malheureusement, l'utilisation des pesticides génère des émissions polluantes qui occasionnent des gênes plus ou moins importantes pour ceux qu'on qualifiera de "victimes", au sens large. Les gênes les plus immédiates concernent les surcoûts engendrés pour la production d'eau potable, les pertes de bénéfices d'activités sensibles (apiculture, aquaculture), les problèmes éventuels posés par l'absorption chronique de résidus de pesticides par les produits frais, ... et les dégâts engendrés sur les écosystèmes. Il apparaît d'emblée que certaines des gênes engendrés par les pesticides sont facilement évaluables alors que d'autres le sont plus difficilement. Cette question très importante est laissée en suspens pour l'instant.

Les émissions polluantes deviennent un problème réel lorsqu'on estime que les gênes occasionnées aux victimes sont trop importantes, c'est-à-dire lorsque la situation actuelle n'est pas acceptable du point de vue de la société. Tout le problème est alors de déterminer dans quelle mesure les gênes de l'utilisation des pesticides dépassent ses bénéfices.

1.2.1.2. Les pesticides ne sont pas sur-utilisés par les agriculteurs

Avant d'analyser plus en détail le problème économique posé par les pollutions, il convient de rappeler les hypothèses de l'analyse micro-économique dans ce contexte, dont la plus importante est liée à la rationalité des comportements des agents économiques.

L'analyse micro-économique des pollutions par les pesticides part de deux postulats qui impliquent que toute réduction des pollutions par les pesticides tend à diminuer le revenu agricole :

- l'utilisation des pesticides est issue d'un choix économique rationnel de la part des agriculteurs,

et :

- toute utilisation de pesticides génère des pollutions, même si ces pollutions peuvent être plus ou moins dommageables.

Le premier postulat implique qu'un agriculteur rationnel ne « gaspille » pas les pesticides puisque tout gaspillage est coûteux pour lui. Par conséquent l'idée selon laquelle il existerait des pratiques culturales permettant à la fois de réduire l'utilisation des pesticides et d'accroître le revenu des agriculteurs est en contradiction avec les postulats de l'analyse microéconomique. Du point de vue des économistes si de telles pratiques existaient, elles seraient déjà utilisées par les agriculteurs ou seraient en phase d'adoption. Comme cela sera présenté en détail dans les parties 2 et 3, de nombreux facteurs expliquent les réticences des agriculteurs vis-à-vis de l'utilisation de pratiques culturales économes en pesticides.

Aussi, si elle est jugée excessive par la société, l'utilisation actuelle des pesticides par le secteur agricole se justifie d'un point de vue économique. En corollaire, toute contrainte imposée sur l'utilisation des pesticides se traduit par une perte de revenu des agriculteurs. Chercher à réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs revient à diminuer les bénéfices que ces derniers retirent de l'utilisation de ces intrants.

Bien entendu, si le postulat de la rationalité des agriculteurs peut paraître extrême dans certains cas, il n'en est pas moins naturel et constructif. En effet, partir du principe que les agriculteurs adoptent les pratiques culturales qui optimisent le revenu qu'ils retirent de l'exploitation de leurs terres paraît somme toute raisonnable. De même, connaître les déterminants économiques de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs est un préalable nécessaire à la définition de mesures efficaces pour la régulation de l'utilisation de ces produits.

Le second postulat implique qu'un des principaux moyens de réduire les effets néfastes des pesticides est de réduire les utilisations de pesticides qui génèrent le plus de dommages. Certaines matières actives sont moins nocives que d'autres ou se dégradent plus vite que d'autres, mais l'idée est ici que toute matière active utilisée (ou les produits de sa dégradation) se retrouvent soit dans les produits agricoles, soit dans l'environnement.

Aussi, chercher à réduire les dommages engendrés par les pesticides repose dans une large mesure sur la réduction de l'utilisation des pesticides et revient *in fine* à diminuer les bénéfices qu'engendrent ces produits pour le secteur agricole.

1.2.1.3. Le rôle des pouvoirs publics pour la régulation des problèmes de pollution

Concrètement le problème posé par les pollutions est que les membres de la société qui s'estiment victimes des pollutions par les pesticides ont peu d'alternatives pour exprimer leurs souhaits vis-à-vis de ce problème en dehors de leurs choix électoraux.

Certes, les membres de la société souhaitant une réduction des pollutions d'origine agricole peuvent militer au sein d'associations pour mener des actions de sensibilisation (de la population ou des pouvoirs publics), acheter des produits issus de l'agriculture biologique afin de « subventionner » de manière privée un secteur d'activité plus respectueux de l'environnement, voire même choisir de travailler dans des secteurs leur permettant de mettre en application ou de défendre leurs idées (avec d'éventuels sacrifices en terme de revenu). Mais, aussi louables soient-elles, ces activités sont manifestement insuffisantes.²

² Cette insuffisance des contributions volontaires des membres d'une société à la protection de l'environnement rejoint le problème du financement des biens publics. En effet, la qualité de l'environnement et la santé publique peuvent être analysés

Par conséquent, les problèmes de pollution justifient généralement une intervention des pouvoirs publics. En effet, ces derniers ont le pouvoir et la mission, en tant que représentants élus des citoyens, de chercher à corriger les lacunes des institutions en place lorsque c'est possible.

Lorsque les émissions polluantes sont jugées excessives, comme c'est généralement le cas avec les pollutions liées aux pesticides, cette intervention doit avoir pour but d'inciter les pollueurs à réduire leurs émissions polluantes à des niveaux et selon des modalités conformes à l'intérêt général.

En fait, le problème posé aux pouvoirs publics est double :

- Il faut d'abord trouver un moyen de définir un compromis entre les attentes des agriculteurs qui souhaitent pouvoir utiliser des pesticides et celles des membres de la société qui souhaiteraient que les pollutions par les pesticides soient réduites. Schématiquement cela revient à définir un moyen permettant de déterminer les quantités de pesticides que la société choisit d'utiliser après avoir pesé le pour et le contre de leur utilisation. Le principal problème rencontré ici par les pouvoirs publics est que les attentes de la société en matière de réduction des pollutions est très mal connue.
- Ensuite, il faut trouver les moyens de traduire cet objectif en une réalité, sachant que les moyens mis en œuvre doivent être aussi peu coûteux que possible. Cette question est celle de la définition de la politique « optimale » de la régulation des pollutions par les pesticides.

Les économistes de l'environnement ont proposé un cadre d'analyse permettant d'apporter des éléments de réponse aux deux questions qui se posent aux pouvoirs publics et qui concernent :

- la définition des niveaux de pollution « acceptables » et donc des niveaux d'utilisation des pesticides « souhaitables » d'une part

et :

- la définition des instruments de politiques incitant les pollueurs à réduire leurs émissions polluantes d'autre part.

1.2.1.4. Niveau de pollution socialement optimal : négociation et analyse coût/bénéfice

Comme tout problème de pollution, le problème des pollutions par les pesticides est représenté comme un problème d'externalité (ou effet externe) par les micro-économistes : l'utilisation des pesticides par les agriculteurs permet de produire des biens agricoles mais produit également des pollutions dont la société subit les effets, à travers la consommation des biens agricoles et la dégradation de l'environnement. On parle d'externalité dans la mesure où les niveaux de pollution ne sont pas « négociés » entre les pollueurs et les victimes dans le cadre du fonctionnement de l'économie marchande.³

S'il existe un marché entre les producteurs et les consommateurs d'un bien donné, ce marché fait office de régulateur des niveaux de production de ce bien, le prix jouant le rôle de signal coordonnateur dans le cadre de la loi de l'offre et de la demande.

comme des « biens publics » dont on sait que le financement à travers des contributions volontaires est généralement sous-optimal (voir, e.g., Salanié, 1998).

L'environnement est un bien public au sens où la qualité de l'environnement profite à tous les membres de la société. Par exemple, si un individu décide d'améliorer la qualité de l'eau d'une rivière à ses propres frais alors tous les usagers de cette rivière en bénéficient.

L'investissement d'un seul individu a peu d'effet sur la qualité de l'environnement, aussi si un individu investit en fonction de ce que cet investissement lui apporte, alors il investira peu. Si tous les individus agissent de la sorte, alors l'investissement total sera faible et l'amélioration de la qualité de l'environnement sera faible.

³ Ceci ne signifie pas que ces pollutions n'affectent pas les marchés ou les prix de marché. L'existence du marché des produits issus de l'agriculture biologique ou l'importance des phénomènes de pollution sur le prix de l'eau potable montre que les effets des pollutions sur l'économie marchande sont bien réels.

Aucune institution marchande ne joue un tel rôle pour les pollutions en général, et pour les pollutions par les pesticides en particulier.

Néanmoins, il existe quand-même une « demande » d'émissions polluantes même si elle n'est qu'implicite. Cette demande émane des agriculteurs. En effet ne serait-ce que pour produire des biens alimentaires en quantité suffisante et à des prix raisonnables, les agriculteurs doivent utiliser des pesticides. Or l'utilisation de pesticides génère des problèmes de pollution. En ce sens, l'activité agricole est « demandeuse » d'émissions polluantes.

D'un autre côté beaucoup d'individus (consommateurs ou producteurs) subissent les effets négatifs des pesticides ou sont simplement inquiets de leurs effets potentiels (actuels et/ou futurs). Ils souhaiteraient que ces pollutions soient réduites à des niveaux qu'ils jugent acceptables. Bien entendu, lorsqu'ils considèrent que l'utilisation des pesticides est nécessaire, ils ne souhaitent pas éliminer complètement les pollutions par les pesticides puisque cela reviendrait à interdire l'utilisation de ces intrants. Ils souhaitent simplement que les pollutions par les pesticides ne dépassent pas certaines limites. En ce sens, les membres de la société victimes des pollutions par les pesticides, tout au moins certains d'entre eux, sont prêts à « offrir » aux agriculteurs le droit d'émettre des pollutions mais pas à n'importe quel prix.

Dans la réalité le problème posé par les pollutions est qu'il n'existe pas d'institution où la « demande » de pollution des agriculteurs rencontre directement l'« offre » de pollution de la part des autres membres de la société.

Il incombe donc à l'Etat de déterminer le compromis optimal entre d'une part les attentes des membres de la société qui bénéficient de l'utilisation des pesticides et les attentes ceux qui en subissent les effets négatifs.

Le cadre d'analyse micro-économique place cette notion d'arbitrage ou de compromis au cœur du problème, et c'est là un de ses principaux avantages. Que ce soit pour la définition des objectifs à atteindre en matière de pollution ou les moyens d'atteindre ces objectifs, l'Etat doit arbitrer entre les souhaits contradictoires des uns et des autres, *i.e.* œuvrer dans les sens de l'intérêt général en définissant un compromis « optimal ».

Ce cadre d'analyse introduit de manière assez naturel l'analyse coûts/bénéfices standard : si un projet public (*e.g.*, une politique de régulation des pollutions par les pesticides) est tel que les bénéfices des « gagnants » sont supérieurs aux pertes des « perdants » alors choisir de mettre en place le projet est économiquement pertinent (au sens de Kaldor/Hicks).

La notion de pollution socialement optimale : un exemple

Afin d'illustrer l'approche des économistes pour la définition du compromis « optimal » nous prenons ici un exemple fictif mais illustratif. Dans cet exemple un producteur de maïs et un apiculteur sont voisins. Le problème de pollution provient de ce que le cultivateur utilise, pour protéger son maïs, un insecticide qui est nocif pour les abeilles.

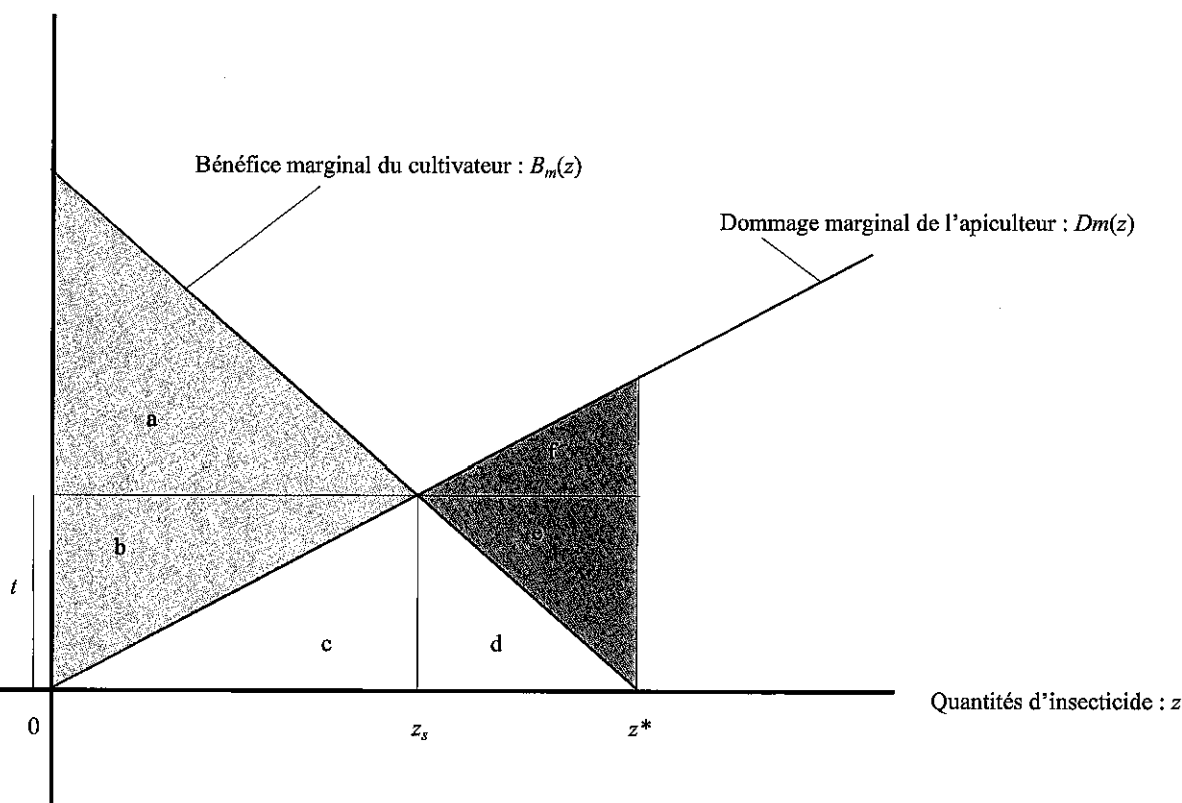
Nous introduisons ici rapidement quelques notions afin de présenter les éléments essentiels de l'analyse micro-économique des problèmes de pollution (et de pouvoir utiliser la Figure 1.1.). La quantité d'insecticide utilisée par le cultivateur sera notée z . Le raisonnement se fait classiquement sur des valeurs *marginales*. On parle de coût, de recette et de bénéfice (le bénéfice étant défini comme la recette moins le coût) marginal pour le coût, la recette et le bénéfice associé à l'utilisation d'une unité supplémentaire d'intrant (ici, un pesticide). Ce raisonnement considère qu'un producteur rationnel se posera la question : "dois-je employer une unité supplémentaire de tel intrant ou non ?" et examinera le coût marginal de cet emploi (le coût de l'utilisation de cette unité supplémentaire d'intrant) avec la recette marginale qu'il en retirera. Plus simplement, un producteur utilise un intrant jusqu'à ce que le bénéfice marginal qu'il en retire soit nul : au-delà il ferait un bénéfice marginal négatif et n'aurait

aucun intérêt à employer une plus grande quantité de cet intrant, en deçà il ferait un bénéfice marginal positif et aurait intérêt à employer une plus grande quantité.

En agriculture⁴, on considère généralement des fonctions de production à rendements marginaux décroissants : par exemple, si la dose d'engrais utilisée est faible, une unité d'engrais supplémentaire aura un effet important sur le rendement de la culture et l'agriculteur en retirera un bénéfice marginal important ; au contraire, si la dose d'engrais apportée est proche de l'optimum agronomique, apporter une dose supplémentaire n'aura que peu d'effet sur le rendement et le bénéfice marginal qu'en retirera l'agriculteur sera beaucoup plus faible.

Figure 1.1. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : arbitrage et négociation.

Valeurs monétaires



Sur la Figure 1.1, le bénéfice marginal du cultivateur lié à l'utilisation de l'insecticide est décrit par $B_m(z)$. Ce bénéfice marginal est décroissant. Nous avons vu plus haut que si le cultivateur est libre de choisir la quantité d'insecticide, il choisira la quantité z^* . Au delà de z^* , le bénéfice marginal lié à l'utilisation des dernières unités d'insecticide est strictement négatif, le cultivateur n'a donc pas intérêt à utiliser une quantité d'insecticide supérieure à z^* . En deçà de z^* , le bénéfice marginal lié à l'utilisation des dernières unités d'insecticide est strictement positif, le cultivateur a donc intérêt à accroître la quantité utilisée. En fait, au niveau d'utilisation z^* , le cultivateur optimise son bénéfice privé. Ce dernier est mesuré par la surface $(a+b+c+d)$ sur la Figure 1.1.

Il est possible de représenter le dommage de l'apiculteur de manière similaire. Nous noterons $D_m(z)$ le dommage marginal subi par l'apiculteur lorsque le cultivateur utilise z unités d'insecticide. Cette fonction mesure la perte de bénéfice pour l'apiculteur engendrée par la $z^{\text{ième}}$ unité d'insecticide. Elle est supposée croissante ici, indiquant que les pertes de l'apiculteur croissent plus que linéairement en

⁴ Pour la production végétale.

fonction des quantités d'insecticides utilisées par l'agriculteur. Lorsque le cultivateur utilise l'insecticide en quantité z^* , les pertes privées de l'apiculteur sont mesurées par la surface $(c+d+e+f)$ sur la Figure 1.1.

Lorsque les droits d'usage de l'environnement sont attribués sans ambiguïté à l'une ou l'autre des parties, des négociations peuvent se mettre en place entre le cultivateur et l'apiculteur. Nous montrons ici pourquoi ces négociations peuvent avoir lieu et pourquoi l'issue de ces négociations peuvent guider les choix de politiques publiques.

Si la loi attribue le droit d'usage de l'environnement au cultivateur, ce dernier peut utiliser les quantités d'insecticide qu'il souhaite. Aussi, il va utiliser l'insecticide de manière à obtenir le meilleur revenu possible de la culture de maïs, donc en quantité « optimale » de son point de vue, *i.e.* sans tenir compte des effets de l'insecticide sur les abeilles. Il choisira donc z^* et obtiendra un bénéfice de $(a+b+c+d)$, ceci définit l'optimum privé d'utilisation de pesticides lorsque le droit d'usage de l'environnement est attribuée au cultivateur.

Le cultivateur utilisant l'insecticide en grande quantité, les dommages subis par l'apiculteur sont importants. Ils sont mesurés par $(c+d+e+f)$. Cependant cette solution n'est pas optimale d'un point de vue social dans le sens où les deux parties peuvent trouver un meilleur compromis. En effet lorsque les émissions polluantes sont élevées, le bénéfice marginal généré par le cultivateur est inférieur au dommage marginal subi par l'apiculteur.

Dès lors, l'apiculteur peut proposer au cultivateur d'utiliser moins d'insecticides et de compenser financièrement les pertes de bénéfices de ce dernier. Si les deux parties s'entendent sur un montant fixe par unité d'insecticide que le cultivateur consent à ne pas utiliser, l'issue de la négociation est relativement simple. L'apiculteur demandera de réduire son utilisation d'insecticide au niveau z_s et paiera un montant t pour chaque unité d'insecticide non utilisée. Dans ce cas, l'apiculteur réduit ses dommages d'un montant $(d+e+f)$ mais paie une compensation s'élevant à $(d+e)$ pour obtenir l'accord du cultivateur. Finalement, l'apiculteur a un gain de f grâce à cette négociation. De son côté, le cultivateur perd d en terme de revenu agricole mais obtient $(d+e)$ de la part de l'apiculteur. Il gagne donc e grâce à cette solution, ce qui l'amène évidemment à accepter la proposition de l'apiculteur.

Si on considère la petite économie constituée de l'apiculteur et du cultivateur, cette négociation est efficace au sens de Pareto : elle aboutit à une amélioration de la situation des deux parties et une fois adoptée la solution issue de la négociation ne sera remise en cause par aucun des deux parties.

De ce fait, cette négociation est efficace au sens de Kaldor/Hicks puisqu'elle aboutit à un gain agrégé (accroissement du bénéfice social) maximal égal à $(e+f)$.

La logique en jeu ici est celle qui a amené la firme Vittel-SA à proposer des contrats aux agriculteurs qui avaient leur exploitations sur le bassin de collecte de l'eau minérale produite par la firme. Par ces contrats les agriculteurs s'engagent à adopter des pratiques permettant de préserver la qualité de l'eau collectée contre compensation financière (Deffontaines et Brossier, 1997). D'autres exemples, bien que plus extrêmes dans les solutions adoptées, illustrent également cette logique. Aux Etats-Unis ou en France des associations de protection de la nature ont acheté des espaces en vue de leur conservation. En Bretagne, la ville de Pontivy a acheté les terres d'agriculteurs en cessation d'activité dans l'optique de la protection de ses points de captage d'eau potable. C'est aussi le cas de la source Plancoët.

Si la loi attribue le droit d'usage de l'environnement à l'apiculteur, ce dernier est alors en position d'interdire au cultivateur d'utiliser l'insecticide. Dans l'exemple présenté ici, le cultivateur ne dégage aucun bénéfice et l'apiculteur ne subit aucun dommage, *i.e.* ne subit aucune perte de revenu liée à la pollution par l'insecticide. Là encore, les deux parties peuvent trouver un meilleur compromis puisque lorsque les quantités d'insecticides utilisées sont faibles (inférieures à z_s), le bénéfice marginal du cultivateur est supérieur au dommage subi par l'apiculteur. Dès lors, le cultivateur peut proposer à l'apiculteur de l'autoriser à utiliser l'insecticide en contre-partie d'une compensation financière. Si les deux parties s'entendent sur un montant fixe par unité d'insecticide utilisé, l'issue de la négociation est simple. Le cultivateur demande l'autorisation d'utiliser z_s unités d'insecticides et paie cette autorisation au montant ot par unité. Le cultivateur dégage un revenu agricole égal à $(a+b+c)$ mais

reverse $(b+c)$ à l'apiculteur, ce qui lui permet de gagner a . L'apiculteur perd c sur son activité apicole mais reçoit $(b+c)$ à titre de compensation, ce qui lui permet d'accroître son revenu de b . Là encore la négociation est efficace au sens de Pareto, et par conséquent, au sens de Kaldor/Hicks.

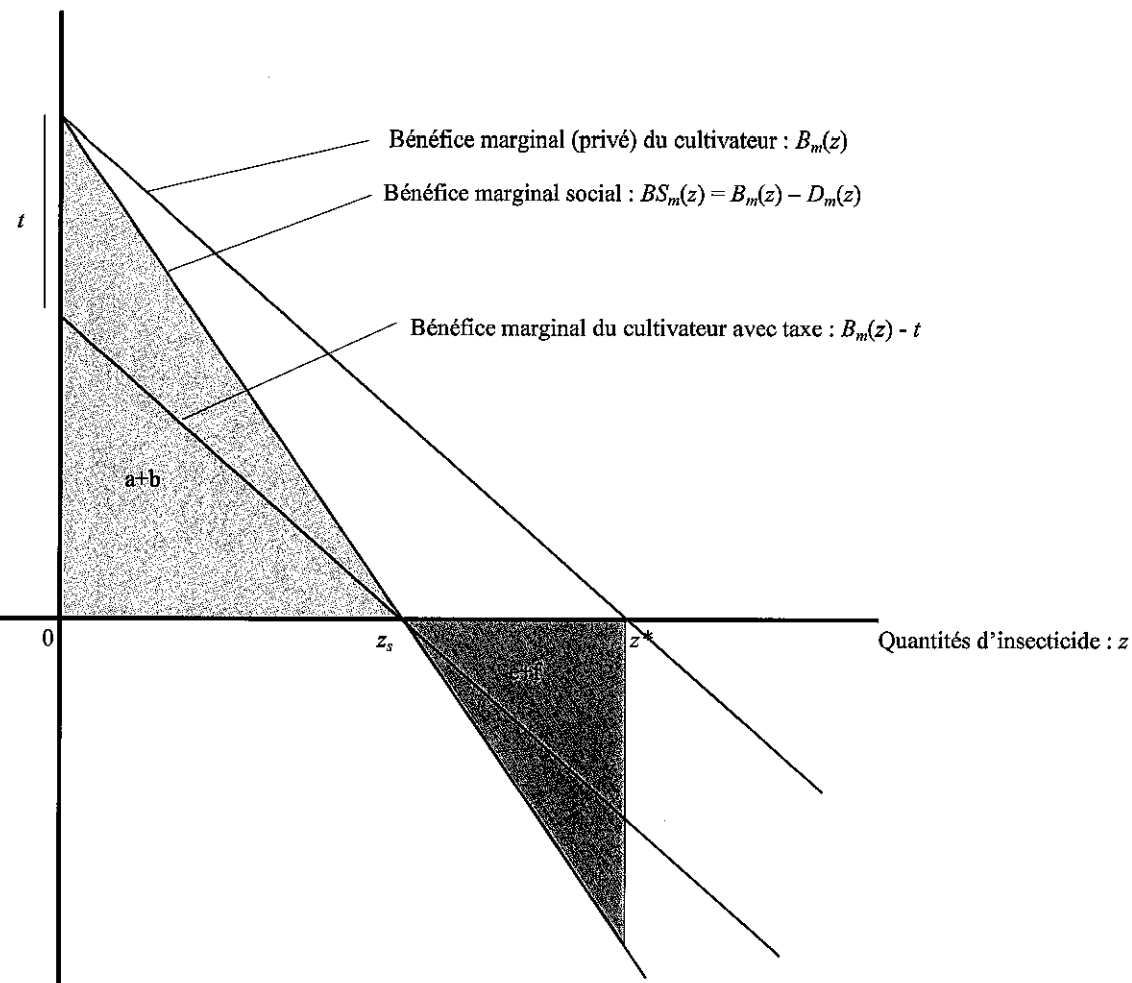
La notion de pollution socialement optimale et l'analyse coûts/bénéfices

Cet exemple permet de mettre en évidence deux points fondamentaux pour l'analyse économique des pollutions.

Tout d'abord, si les deux parties peuvent négocier, le problème de la pollution peut être réglé spontanément. Dans les deux cas analysés, les deux parties acceptent le compromis car elles y gagnent toutes les deux. La solution obtenue dans les deux cas est la même en terme de niveau de pollution (z_s), elle est donc indépendante de l'attribution initiale des droits de propriété de l'environnement. Cette solution correspond au niveau de pollution permettant d'atteindre le niveau de bénéfice social maximal (voir la Figure 1.2.). Ce bénéfice social est ici défini comme la différence entre les bénéfices du cultivateur et les pertes de l'apiculteur. C'est le bénéfice agrégé dégagé par la société composée des deux agriculteurs.

Figure 1.2. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : choix social et analyse coût-bénéfice.

Valeurs monétaires



Dans le cas où toute pollution est interdite, le bénéfice social de l'utilisation de l'insecticide est nul puisque le cultivateur ne peut l'utiliser. Dans la situation où le cultivateur est en droit d'utiliser l'insecticide à sa guise, donc en quantité z^* , le bénéfice social est donné par $(a+b-e-f)$. En effet le bénéfice lié à l'utilisation de l'insecticide est donné par $a+b+c+d$, le dommage est donné par $-(c+d+e+f)$. Le bénéfice social de l'utilisation de l'insecticide peut alors être négatif ou positif. Il est pourtant aisé de remarquer qu'il est possible de définir un niveau d'utilisation de l'insecticide pour que, non seulement le bénéfice social de cette utilisation soit positif mais pour que ce bénéfice social soit maximal.

La Figure 1.2. montre que le bénéfice social optimal est donné par $(a+b)$ dans le cas où l'insecticide est utilisé en quantité z_s . Toutes les unités d'insecticides utilisées en deçà de z_s génèrent plus de revenu pour le cultivateur que de pertes pour l'apiculteur, au delà de z_s l'opposé se produit. Aussi, pour définir le niveau d'utilisation optimale de l'insecticide, il suffit de limiter l'utilisation de cet intrant au niveau où il génère un bénéfice social marginal nul.

Le bénéfice social est en fait le critère qui est optimisé dans une analyse coût/bénéfice standard. Cette correspondance entre l'issue d'un processus de négociation (de même que l'indépendance de cette issue par rapport à l'attribution initiale des droits de propriété de l'environnement) et la solution de la maximisation du bénéfice social lié à l'utilisation de l'insecticide est à la base de la légitimité de l'analyse coût/bénéfice, tout au moins si on considère que les deux parties doivent avoir le même poids dans le critère de décision publique.

Aussi, lorsque l'Etat mesure les effets liés à l'utilisation des pesticides pour la société, il doit considérer le bénéfice social lié à l'utilisation de ces intrants : les bénéfices que la société retire grâce à l'utilisation de pesticides moins les dommages qu'elle subit à cause de l'utilisation de ces produits.

Ensuite, si l'attribution des droits de propriété de l'environnement n'affecte pas la nature du compromis obtenu (lorsque les deux parties négocient sur un pied d'égalité) en matière de niveau de pollution et d'activité économique, il est clair qu'elle affecte la distribution des bénéfices de l'utilisation de l'environnement. Ceci illustre un aspect important de l'analyse coût/bénéfice : cette analyse vise à définir l'optimum dans l'optique d'une recherche l'efficacité économique, *i.e.* dans l'optique d'une recherche de bénéfice social maximal. Elle ne cherche pas à répondre à des questions liées à la répartition du bénéfice social obtenu.

1.2.1.5. Droits à polluer, marchés de droits à polluer et régulation des pollutions par les pesticides

Les négociations présentées ci-dessus peuvent s'analyser comme des marchés de « droits à utiliser des insecticides » ou des marchés de « droits à polluer ».

Dans le premier cas (attribution du droit d'usage de l'environnement au cultivateur), le cultivateur dispose d'autant de « droits à utiliser des insecticides » qu'il le souhaite. Sans négociation préalable il en utilise z^* . Lorsqu'il négocie avec le cultivateur, l'apiculteur cherche implicitement à lui acheter des « droits à utiliser des insecticides ». L'apiculteur n'achète pas ces droits pour les utiliser mais justement pour qu'ils ne soient pas utilisés.

Dans le second cas (attribution du droit d'usage de l'environnement à l'apiculteur), l'apiculteur dispose de fait des « droits à utiliser des insecticides ». Lorsqu'il négocie avec l'apiculteur, le cultivateur cherche à se procurer des « droits à utiliser des insecticides » pour pouvoir utiliser ces produits.

L'idée même des « droits à utiliser des insecticides » ou de manière équivalente des « droits à polluer » est souvent considérée comme choquante par les non-économistes. L'approche économique des problèmes de pollutions n'a pas pour but de « marchandiser » les pollutions mais d'analyser clairement les enjeux liés à leur régulation. Même si des marchés de droits à polluer ont parfois été utilisés en pratique (Stavins, ...), ils sont plus un outil conçu pour représenter de manière explicite les tenants et les aboutissants de la régulation des activités polluantes. Le concept de marché de « droits à

polluer» est moins important que la notion de négociation qui elle-même conduit à celle de compromis.

Dans ce contexte, l'avantage de cette analyse est de reconnaître que des « droits à utiliser des pesticides » ou des « droits à polluer » existent de fait et d'utiliser ces notions afin d'illustrer comment un compromis peut être trouvé entre d'un côté les bénéficiaires de l'utilisation des pesticides et de l'autre les « victimes » de l'utilisation de ces produits.

En tout état de cause il ne faut confondre l'existence implicite des « droits à polluer » et la question de leur attribution. Une situation où des pollutions ne sont pas régulées par les pouvoirs publics peut être interprétée comme une situation où les « droits à polluer » sont attribués aux agents qui émettent ces pollutions (et où personne n'est en mesure de les acquérir). Dans ce contexte, le fait que les « victimes » soient contraintes de payer pour acquérir des « droits à polluer » afin que ces droits ne soient pas utilisés peut effectivement paraître choquant puisque ce mécanisme est contraire au principe pollueur-payeur.

La quantité de droits échangée entre l'apiculteur et le cultivateur, $(z^* - z_j)$ unités ici, dépendent du « prix » de ces droits, t ici, comme dans le cadre standard de la loi de l'offre et de la demande. Ce prix est endogène au problème, et c'est là un point essentiel de l'analyse économique, puisqu'il dépend d'une part des bénéfices générés par les insecticides pour le cultivateur et d'autre part des dommages que ces produits engendrent pour l'apiculteur. Aussi, le prix des « droits à utiliser les insecticides » sera élevé lorsque ces produits sont économiquement très importants pour le cultivateur et lorsque ces produits sont à l'origine de dommages importants pour l'apiculteur.

Si le revenu du cultivateur est peu dépendant de l'utilisation d'insecticides il pourra céder ses droits à bas prix ou n'achètera des droits qu'à bas prix. De même, si les dommages engendrés par les insecticides sur le revenu de l'apiculteur sont peu importants, ce dernier pourra céder ses droits à bas prix ou n'achètera des droits qu'à bas prix. Dans les deux cas, l'utilisation socialement désirable d'insecticides est relativement importante.

Appliquée au cadre général du problème de la régulation des pesticides, cette analyse montre qu'il ne convient de contraindre fortement l'utilisation de pesticides que lorsque cette dernière est très dommageable.

Elle montre en outre que le coût de cette contrainte pour les secteurs qui bénéficient de l'utilisation des pesticides est d'autant plus élevé que l'activité de ces secteurs dépend économiquement de l'utilisation de ces produits. En effet, les secteurs dépendant de l'utilisation des pesticides seraient prêts à acquérir des droits à prix élevés ou ne les céderaient à qu'à prix élevés.

1.2.1.6. Intervention de l'Etat et régulation des pollutions par les pesticides

Bien entendu, pour des problèmes de pollution à grande échelle et aussi complexes que ceux engendrés par l'utilisation des pesticides, les négociations entre les bénéficiaires de l'utilisation de ces produits et les victimes de cette utilisation sont concrètement difficiles. En outre, elles ne sont pas toujours souhaitables.⁵ Aussi, l'intervention de l'Etat est requise.

⁵ Coase (1960) lui-même insiste sur les conditions d'application du résultat qui veut que une solution socialement efficace (au sens de l'analyse coûts/bénéfices standard) émerge spontanément. Ce résultat ne s'applique que lorsque : les droits d'usage de l'environnement sont clairement attribués, lorsque les coûts de transaction liés à la négociation sont négligeables et lorsque les parties peuvent négocier sur un pied d'égalité.

Le droit d'usage de l'environnement est souvent mal défini (tout au moins du point de vue des économistes). En tous cas, il n'est ni clairement attribué aux agriculteurs, ni clairement attribué aux victimes des pollutions agricoles. De fait, chacune des parties « réclame » le droit d'usage de l'environnement et s'en remet à l'Etat pour réaliser l'arbitrage nécessaire. Ceci dit, l'attribution du droit d'usage de l'environnement n'est pas une condition nécessaire à la mise en place d'une solution négociée comme l'atteste l'exemple de Vittel S.A. qui, étant donnée la solution adoptée, a implicitement attribué le droit d'usage de l'environnement aux agriculteurs.

En temps que représentant élu des citoyens, les pouvoirs publics doivent agir dans l'intérêt général. Ce dernier est défini par les économistes comme la solution qu'auraient négociée les parties intéressées si elles avaient eu les moyens de le faire correctement. En reprenant l'exemple de l'apiculteur et du cultivateur, l'Etat doit mettre en œuvre un instrument de régulation de l'utilisation de l'insecticide qui permette d'aboutir à une quantité utilisée égale à l'optimum social : z_s , au moindre coût pour la société (puisque les citoyens sont aussi des contribuables).

L'objectif d'utilisation de l'insecticide étant défini au niveau d'utilisation de l'insecticide z_s , l'Etat dispose de trois grands types d'instruments (voir la Figure 1.3.) :

- une norme qui ne permet au cultivateur que d'utiliser des quantités d'insecticide inférieures à z_s ,
- une subvention visant à inciter le cultivateur à n'utiliser que z_s unités d'insecticide (Ici le système de subvention est une forme de contrat où il est demandé au cultivateur de réduire son utilisation de pesticides contre une subvention)

ou :

- une taxe sur le prix de l'insecticide calculée de telle sorte que le cultivateur n'utilise que z_s unités d'insecticide.

Dans tous les cas l'optimum d'utilisation d'insecticides est mis en œuvre et la société, dans son ensemble y gagne. Cependant, la mise en place de ces instruments ont des effets redistributifs très différents. Nous analysons ici ces effets dans la cas où la situation initiale est celle où le cultivateur utilise autant d'insecticides qu'il le souhaite.

Dans le cas de l'instauration de la norme, le cultivateur perd d mais l'apiculteur gagne $(d+e+f)$, ce que fait que la société composée des deux agriculteurs gagne $(e+f)$.

Ensuite, Coase (1960) insiste sur les coûts de transaction liés à la négociation : coût du temps passé à négocier, coût des expertises, coûts des avocats engagés, ... Ces derniers peuvent être suffisamment élevés pour qu'au moins un des deux parties abandonne l'idée même d'une négociation puisse prendre place.

Dans ce contexte le rôle de l'Etat est d'assurer que les éléments nécessaires à une décision informée soient réunis et d'assurer qu'une décision soit prise dans l'intérêt collectif. L'Etat dispose d'informations centralisées et peut commander des expertises financées par la société lorsque nécessaire. Par rapport aux coûts de transactions liés à la négociation, l'Etat a donc l'avantage de pouvoir exploiter des rendements d'échelle liés à la centralisation de l'information à sa disposition. Les institutions qui font de l'Etat est un représentant de la collectivité assurent en principe que ce dernier adopte des solutions identiques à celles qui auraient pu être négociées entre les pollueurs et leurs victimes.

Enfin, la négociation n'aboutit pas à un résultat optimal au sens de Pareto lorsque les deux parties ne sont pas sur un pied d'égalité, en terme de pouvoir de négociation ou d'information (Starrett, 2003). Par exemple, si la victime des pollutions par l'insecticide est un salarié à faible revenu et n'est pas propriétaire des droits d'usage de l'environnement, il ne pourrait inciter un cultivateur à réduire ses émissions polluantes. De même, lorsque la victime est prête à négocier mais qu'elle ne connaît pas bien la technologie de production des pollueurs, ces derniers peuvent profiter du manque d'information des victimes pour obtenir des niveaux de pollution plus élevés que ne le voudrait l'optimum social et/ou des compensations largement en leur faveur. Enfin, lorsque la victime ne sait même pas qu'elle est victime, elle ne cherchera même pas à engager un processus de négociation.

Les caractéristiques des problèmes de pollution sont telles qu'une solution négociée directement entre les pollueurs et leurs victimes a peu de chances d'être optimale d'un point de vue économique. De manière assez générale, les agents pollueurs sont souvent mieux organisés que les « victimes » des pollutions. En effet, les agents pollueurs ont souvent chacun beaucoup à perdre en cas de régulation et sont donc fortement incités à s'organiser pour plaider leur cause puisque les coûts de cette organisation (qui sont des coûts de transaction) sont souvent largement compensés par les bénéfices liés à cette organisation. Les victimes de la pollution, bien que souvent nombreuses, sont peu incitées à s'organiser pour plaider leur cause. En effet, chacune perd relativement peu en raison des pollutions excessives, aussi le coût individuel de l'organisation d'une lutte contre les pollutions excessives dépasse très facilement le bénéfice individuel à retirer de cette organisation. Cependant d'un point de vue social cette organisation s'avérerait utile. Elle se mettrait spontanément en place si toutes les victimes considéraient l'effet de leur contribution concernent à la fois leur propre intérêt mais également ceux des autres victimes. Ce problème est classique en économie publique et rejoint celui, bien connu, de l'insuffisance du financement des biens publics par un système de contributions volontaires (voir, e.g., Salanié, 1998).

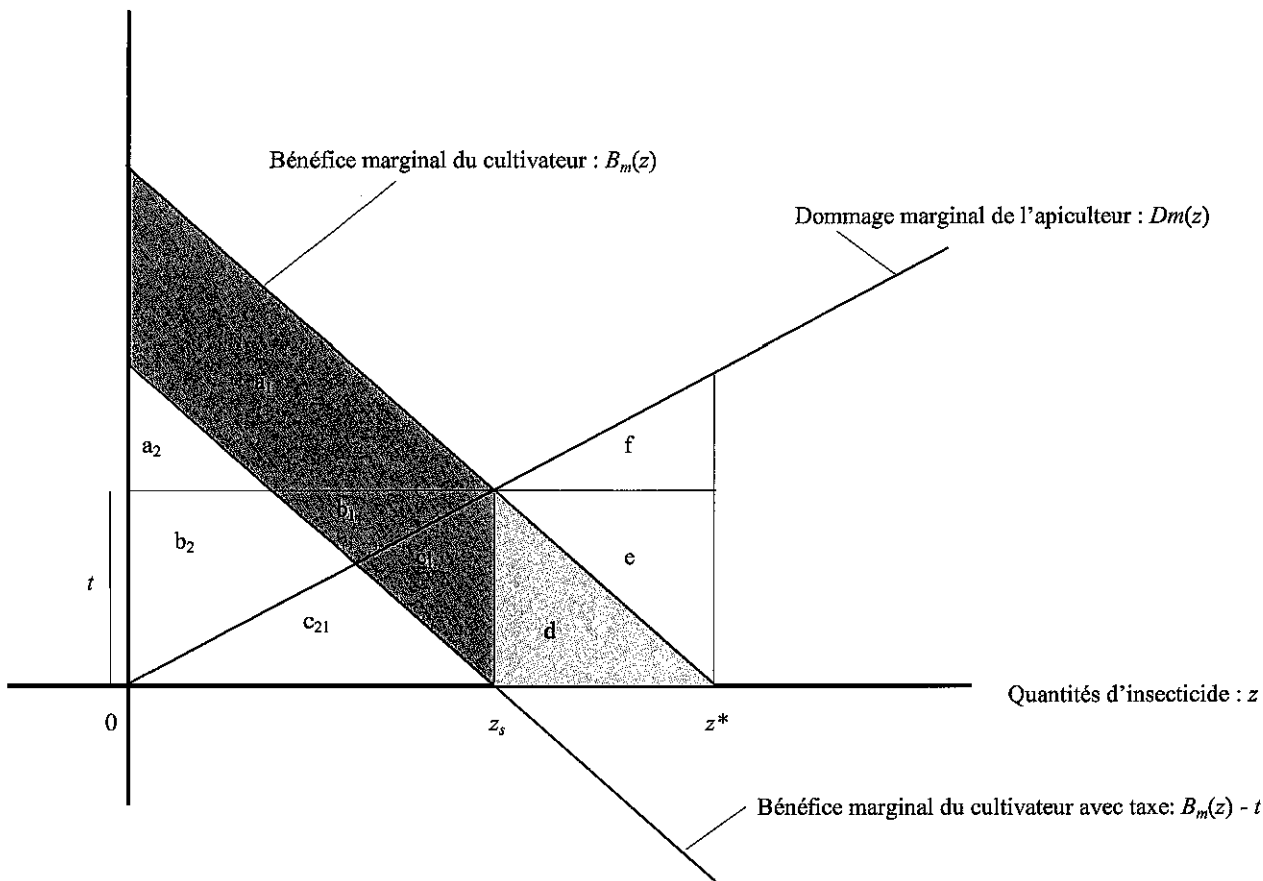
Dans ce contexte, l'Etat en agissant en tant que représentant des citoyens assure essentiellement un rôle de coordination des requêtes des victimes des pollutions.

La subvention à verser au cultivateur pour que ce dernier accepte de réduire son utilisation d'insecticides au niveau z_s doit être au minimum de d , la perte subie par le cultivateur qui réduit son utilisation d'insecticides. Lorsque cette subvention est de d , le revenu du cultivateur est inchangée. Cette subvention est issue du budget de l'Etat qui perd d . Puisque l'apiculteur gagne $(d+e+f)$, la société (contribuables compris) a finalement un gain net de $(e+f)$.

Pour que le cultivateur n'utilise que z_s , la taxe doit être fixée au niveau t . Comme dans les cas précédents l'apiculteur gagne $(d+e+f)$. Mais le cultivateur perd d puisqu'il réduit sa consommation d'insecticide jusqu'à z_s et perd également $(a_1+b_1+c_1)$ le montant de taxes qu'il paie (qui est égal à $t \times z_s$). Ces taxes sont versées au budget de l'Etat, ce qui fait qu'elles sont neutres du point de vue de la société. Finalement, comme dans le cas de la norme ou de la subvention, le bénéfice social net de la régulation de l'utilisation de l'insecticide au niveau z_s est donné par $(e+f)$.

Figure 1.3. L'exemple de l'apiculteur et du producteur de maïs : instruments de régulation.

Valeurs monétaires



Bien entendu, même s'ils aboutissent à la même utilisation de pesticides et s'ils bénéficient tous à la victime des pollutions, ces instruments imposent des contraintes différentes sur les divers membres de la société. Le système de taxation fait porter l'essentiel de la charge de la politique de régulation sur le cultivateur. Le système de subvention se met en place à la charge des contribuables.

Aussi, ces instruments permettent de mettre en œuvre l'optimum social pour un bénéfice équivalent dans ce cadre théorique simple. Ils ont donc la même efficacité d'un point de vue de la théorie micro-économique et le choix de l'un ou l'autre est essentiellement un choix politique. Cette remarque met

simplement en évidence les problèmes soulevés par l'utilisation du critère de Kaldor/Hicks. En effet, selon ce critère les trois mesures de régulation présentées sont équivalentes.⁶

Pourtant, il convient doré et déjà de mentionner que si les trois instruments de régulation présentés ont la même efficacité d'un point de vue économique, cette propriété dépend de manière essentielle du cadre d'analyse utilisé. En effet ce cadre est statique, sans incertitude et essentiellement théorique, *i.e.* sans prise en compte des coûts administratifs de la mise en place des instruments utilisés par l'Etat. Cette propriété n'est plus valide lorsque les effets incitatifs de ces instruments sont pris en compte dans un contexte dynamique, dans un contexte caractérisé par l'incertitude des effets négatifs des pesticides et/ou dans un contexte où le respect des règlements repose sur la mise en place d'un système de contrôle/sanction. Ces points seront développés en détail dans la partie 4.

Dans la suite de cette section, nous précisons le rôle et les limites du calcul économique pour ce qui concerne la détermination des objectifs d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides. Le choix des instruments à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs sera analysé dans la partie 4.

1.2.2. Les arbitrages en jeu pour la régulation des pollutions par les pesticides

Pour ce qui concerne la définition des niveaux optimaux de pollution, l'intérêt primordial de l'approche économique est l'explicitation des arbitrages en jeu. Dans le cas des pesticides, les arbitrages à considérer sont bien plus nombreux et complexes que ceux considérés dans l'exemple simplifié du cultivateur et de l'apiculteur. Ils doivent en particulier tenir compte de ce que les pesticides sont des facteurs de production très importants dans la production agricole.

1.2.2.1. Les principaux arbitrages en jeu dans le cas de la régulation des pesticides : les arbitrages liés à l'ajustement du comportement des agriculteurs

Les niveaux d'utilisation actuels des pesticides tendent à montrer que ces produits sont des outils très efficaces d'un point de vue technique et économique pour la lutte contre les ennemis des cultures. Aussi, toute intervention importante sur le comportement d'utilisation de ces produits, modifiera les autres décisions de production des agriculteurs (fertilisations, assolements, ...) et pourra donc avoir des effets significatifs sur les marchés liés au marché des pesticides *via* les choix des agriculteurs (marchés des biens agricoles, marché des engrais, ...) voir sur d'autres problèmes de pollutions (pollutions par les éléments fertilisants notamment, ...).

Dans une large mesure, réduire les pollutions dues aux pesticides requiert une réduction de leur utilisation. Cette réduction bénéficie à l'ensemble de la société *via* ses effets sur l'état de l'environnement et sur la santé humaine, mais engendre des pertes pour les acteurs des marchés des pesticides (producteurs et distributeurs) et des produits agricoles.

Aussi afin de nourrir une analyse coût/bénéfice de la réduction de l'utilisation des pesticides, il convient de considérer en particulier que les producteurs de pesticides génèrent de la richesse en vendant leurs produits aux agriculteurs qui eux-mêmes créent de la richesse en produisant des produits agricoles. Les richesses ainsi créées bénéficient à l'ensemble de la société dans la mesure où l'industrie phytosanitaire génère des salaires pour ses employés et des dividendes pour ses propriétaires, la production de biens agricoles génère le revenu des agriculteurs et de leurs salariés et permet aux consommateurs des biens agricoles de se procurer ces biens à des prix d'autant plus faibles que les biens agricoles sont produits en quantités importantes (conformément à la loi de l'offre et de la demande).

⁶ Voir, *e.g.*, Salanié (1998) ou Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002) pour une analyse du critère de Kaldor/Hicks et des problèmes qu'il pose en pratique.

Il est important d'évoquer à ce propos la place du marché des produits issus de l'agriculture biologique. En effet, une logique du « tout agriculture biologique » paraît *a priori* trop coûteuse en tant que solution aux problèmes des pollutions agricoles. La rentabilité actuelle des produits issus de l'agriculture biologique s'appuie d'une part sur une logique de marché de niche garantissant des prix élevés et d'autre part sur une logique de vente quasi-directe. Si la mise en place de ces marchés prouve bien qu'il existe une demande pour des aliments exempts de résidus de pesticides et produits dans le respect de la protection de l'environnement, son importance limitée montre que beaucoup de consommateurs français, notamment les moins aisés, ne sont pas prêts à accepter une hausse importante du prix de leur alimentation pour la protection de l'environnement ou se prémunir contre d'éventuels effets néfastes de pesticides homologués par l'Etat. Une étude du CREDOC montre en effet que l'argument essentiel du non-achat de produits bio pour les ménages qui les connaissent est leur prix (CREDOC, 1999).⁷ Malgré une forte expansion au cours de ces dernières années, l'agriculture biologique resterait en France un micro-marché dont les plus optimistes la situent à moyen terme à 5% de la production agricole française (Bellon et al., 2000).

Aussi, le choix « tout agriculture biologique » reposerait certainement sur une sur-évaluation de l'envie des consommateurs pour des aliments « sains » et la protection de l'environnement, par rapport à celle de bénéficier d'aliments à prix modérés.

Il convient également de noter que les effets de l'intervention sur le secteur des pesticides sur le secteur agricole dépendent beaucoup de l'échelle à laquelle cette intervention est mise en place.

Si des politiques de régulation de l'utilisation des pesticides devaient être mises en place uniquement en France, alors les effets de ces politiques seraient très importants au niveau de la production végétale française, des secteurs en amont et de certains secteurs en aval (l'élevage et vraisemblablement certaines industries de transformation) de celle-ci. Mais les prix des produits végétaux français seraient alors poussés à la hausse sous l'influence d'une baisse de l'offre française de ces produits, cette hausse de prix serait vraisemblablement en grande partie atténuée par les importations de produits agricoles étrangers devenus plus compétitifs, notamment en provenance des autres pays de l'UE (Gohin, Guyomard et Levert, 2003).

Réduire de façon drastique l'utilisation des pesticides à l'échelle de l'UE réduirait certes de manière significative les dommages engendrés par ces produits mais aurait des répercussions importantes sur le secteur agricole, même à long terme.⁸ La réduction de l'offre agricole européenne se traduirait selon toute vraisemblance non seulement par une baisse sensible du revenu et de l'emploi agricoles dans l'UE et par une détérioration de la balance commerciale agricole de l'UE, mais également par une hausse importante des prix agricoles et alimentaires dans l'UE et sur les marchés mondiaux. Dans ce cas, les effets négatifs des politiques de régulation des pesticides sur le revenu des agriculteurs seraient en partie atténués par la hausse du prix des produits agricoles. De ce fait les utilisateurs des

⁷ Cependant, la demande de biens agricoles produits dans le respect de l'environnement, voire inoffensifs pour la santé, peut vraisemblablement être stimulée par une sensibilisation des consommateurs vis-à-vis des problèmes d'environnement et par un renforcement de la crédibilité des labels de ces biens (e.g., Aldy, Hrubocvcek and Vasavada, 1998).

De même, il est possible que la demande actuelle de produits de l'agriculture biologique soit contrainte en raison de problèmes liés à sa distribution, tout au moins en France. L'immense majorité des produits alimentaires et des autres produits de consommation courante sont actuellement distribués par les grandes et moyennes surfaces qui proposent encore des produits issus de l'agriculture biologique en quantité relativement limitée. En 1999, 47% des ventes de produits issus de l'agriculture biologique sont réalisées par les grandes et moyennes surfaces, 43% par des magasins spécialisés et 10% sur des marchés de proximité et en vente directe (Le Floch-Wadel, 2000). Aussi, les consommateurs doivent souvent faire l'effort d'aller se les procurer en dehors des lieux d'achat habituels des produits courants (alimentaires ou non). Il est donc possible que la demande « réelle » de ces produits, *i.e.* celle qui serait observée s'ils étaient disponibles dans les circuits d'achat habituels de la grande majorité des consommateurs, soit supérieure à celle qu'on observe actuellement. Ce point mérite probablement d'être étudié.

⁸ Peu d'économistes tentent de réaliser ce types d'études pour lesquelles de nombreuses hypothèses sont nécessaires quant aux effets des pesticides sur les rendements et l'évolution des techniques disponibles. Ces études sont généralement à l'origine de nombreuses controverses comme le montre la critique par Giannessi (1991) de l'étude de Knutson, Taylor, Penson and Smith (1990). L'effet de réductions drastiques de l'utilisation des pesticides sur les rendements est déjà difficile à mesurer pour les pratiques agricoles actuelles (à court terme). La mesure des rendements obtenus en utilisant très peu de pesticides après une adaptation des pratiques agricoles (à long terme) tient elle plus de la prospective que de la prévision.

produits agricoles européens (consommateurs et transformateurs essentiellement) participeraient également à supporter les coûts engendrés par la réduction de l'utilisation des pesticides.

1.2.2.2. L'hétérogénéité géographique des effets néfastes des pollutions par les pesticides

La question essentielle soulevée par les pollutions est celle des conflits d'usage de l'environnement. Elle concerne à la fois les pollueurs et leurs victimes. Les dommages occasionnés par un niveau d'émissions polluantes donné dépendent de la sensibilité du site considéré par rapport à ces pollutions. En effet, si le problème de la présence des pesticides dans les produits agricoles dépend essentiellement des produits agricoles considérés, les arbitrages en jeu pour les effets des pesticides dans l'environnement peuvent sensiblement varier d'une région à une autre.

Les effets des pesticides sont d'autant plus dommageables pour l'environnement que ces produits sont susceptibles de contaminer rapidement des ressources en eau ou des écosystèmes fragiles. Cette hétérogénéité géographique de la sensibilité des sites de production justifie les normes en vigueur pour la protection des périmètres de captage et des rivières, voire les mesures spécifiques en place ou envisagées pour la protection des zones d'intérêt écologique.

Comme cela sera vu plus bas, cette approche de régulation des pollutions par les pesticides à l'aide de mesures localement adaptées s'avère intéressante si les sites les plus fragiles sont correctement identifiés (importants bassins de collecte d'eau, zone d'intérêt écologique, zone péri-urbaines).

D'un autre côté, un même effort de réduction des émissions polluantes génère des pertes variables selon les activités considérées. Une réduction drastique de l'utilisation des pesticides sera certainement plus dommageable dans le cas de la production fruitière que dans celui des grandes cultures. De même, réduire l'utilisation des herbicides serait beaucoup plus coûteux dans le secteur agricole que dans celui des transports (désherbage des bords de routes ou de voies ferrées, ...).

Aussi, les arbitrages considérés doivent être définis à une échelle pertinente en terme de secteur et/ou de localisation.

Cependant, une approche de régulation uniquement fondée sur l'utilisation de mesures adaptées localement serait inutilement coûteuse et serait donc peu efficace d'un point de vue économique. En effet, adapter chaque mesure de régulation à chaque exploitation utilisant des pesticides nécessiterait un énorme travail administratif, tant du point de vue de la conception de ces mesures que de leur mise en place concrète.

En fait, si des mesures de régulation sont nécessaires sur l'ensemble du territoire concerné (France ou UE), alors il est très vraisemblablement avantageux de prendre des mesures simples et homogènes à l'échelle du territoire concerné et de compléter ces mesures simples par des mesures spécifiques adaptées aux situations les plus délicates en matière de gestion des pollutions.

Ces questions seront abordées en détail dans la partie 4.

1.2.2.3. Les dommages engendrés par les pollutions par les pesticides

La classification des dommages liés aux pollutions par les pesticides peut être abordée sous plusieurs angles (Freeman, 1993). Le premier est celui des médias de ces pollutions : alimentation, eau, sols, ... Cette approche est peu utilisée par les économistes car la classification obtenue ne correspond à aucune typologie pertinente d'un point de vue économique.

Les économistes préfèrent des typologies fondées sur des critères directement liés à l'activité humaine. Ceci ne veut pas dire que les économistes ne s'intéressent qu'aux effets économiques des pollutions. En effet, tout effet des pollutions doit être pris en compte dès lors que cet effet intéresse un membre de la société (ou tout au moins une part significative de la société). L'effet considéré peut

être observé actuellement, apparaître dans un futur plus ou moins proche ou être seulement potentiel. De même, le citoyen considéré peut être un producteur, un consommateur, voire même appartenir à une génération à naître.

Aussi, les effets des pollutions sont généralement classés selon qu'ils ont ou non un impact direct sur l'homme.

Tableau 1.1. Typologie des effets négatifs des pesticides et des dommages associés

	Effets sur les activités économiques ou effets marchands		Effets non liés aux activités économiques ou effets non-marchands		
	<i>Effets sur les activités de production</i>	<i>Effets sur les activités de consommation</i>	<i>Effets liés aux usages non-économiques de l'environnement</i>	<i>Effets non-économiques subis directement</i>	<i>Effets non-économiques subis indirectement par</i>
Effets directs					
<i>Exemples</i>	Intoxications lors des manipulations de pesticides	Intoxications par la pollution des produits agricoles ou de l'eau potable consommés		Intoxications lors des manipulations de pesticides, Intoxications par la pollution des produits agricoles ou de l'eau potable consommés	
<i>Dommages</i>	Pertes de productivité et coûts associés (soins, ...)	Sur-coûts liés à l'achat de produits de consommation certifiés sans pesticides		Coûts liés aux atteintes à la fertilité, à la perte de la vie, ... (valeur des effets intangibles des intoxications)	
Effets via l'environnement					
<i>Exemples</i>	Pollution de l'eau, pollution des exploitations voisines produits agricoles,		Intoxications de la faune ou la flore naturelles utilisées lors d'activités récréatives	Effets toxiques des pollutions sur l'environnement naturel (air, eau, faune ou flore naturelles) subis lors d'activités récréatives ou de production	Intoxications de l'environnement naturel (air, eau, faune ou flore naturelles) par la pollution
<i>Dommages</i>	Coûts de potabilisation de l'eau, pertes de revenu des activités utilisant de l'eau, pertes de revenu des exploitations voisines, ...		Dégradation de la valeur des aménités environnementales : pêche, cueillette, promenade naturaliste, ... (pertes de valeurs d'usage de l'environnement)	Coûts liés aux atteintes à la fertilité, à la perte de la vie, ... (valeur des effets intangibles des intoxications)	Dégradation de la valeur d'existence des écosystèmes (altruisme envers la nature), Dégradation de la valeur du patrimoine légué aux générations futures (valeur d'option de la biodiversité, ...)

Sont ainsi distingués :

- les effets directs sur l'homme. Dans le cas des pesticides, ces effets concernent essentiellement la santé des agents qui manipulent ces produits (au niveau de leur fabrication ou de leur utilisation) ou la santé de ceux qui peuvent être exposés directement à ces produits sans les manipuler (les consommateurs de produits de cueillette, ... , d'eau potable et de produits alimentaires).
- les effets indirects sur l'homme. Dans le cas des pesticides, ces effets sont ceux qui conduisent à une dégradation des écosystèmes biologiques, que ces écosystèmes aient une utilisation économique (cas des pollutions subies par un apiculteur, un aquaculteur, ...), qu'ils aient une utilisation récréative (cas de la dégradation des populations de poissons d'une rivière, ...) ou qu'ils n'aient pas d'utilisation, tout au moins actuellement (cas de la biodiversité de la faune et la flore sauvages).

A cette typologie fondée sur les effets des pollutions, se superpose plus ou moins celle fondée sur les différentes motivations que peut avoir l'homme pour limiter ces effets. Dans cette typologie les effets des pollutions sont classés selon leur impact sur l'activité humaine, que cette activité soit économique ou non. Sont ainsi distingués :

- les effets qui affectent directement des activités économiques. Ces effets des pollutions sont alors qualifiés d'effets marchands. Les activités économiques concernées par les effets négatifs des pesticides sont :
 - o les activités de production. La présence non-intentionnelle de pesticides génère des surcoûts pour la production d'eau potable, des pertes de revenu pour l'apiculture, voire l'aquaculture,
Les effets négatifs des pesticides sur la santé peuvent jouer un rôle sur l'activité de production de individus affectés. Ces effets sont heureusement rares et souvent seulement accidentels.
 - o ou les activités de consommation. La présence de pesticides ou de résidus de pesticides peut affecter les choix des consommateurs d'eau potable ou de produits alimentaires. Ces consommateurs peuvent en effet préférer acheter de l'eau en bouteille ou des produits issus de l'agriculture biologique plutôt que de s'exposer, eux-mêmes ou les membres de leur famille, aux effets potentiels d'une ingestion chronique de pesticides ou de résidus de pesticides.
- les effets qui n'affectent pas directement des activités économiques. Ces effets sont alors qualifiés d'effets non-marchands. Il est coutume de répartir ces effets non-marchands dans deux catégories :
 - o Les effets négatifs des pesticides peuvent affecter les activités humaines non-économiques lorsque ces effets se traduisent par une dégradation des éléments de l'environnement que les hommes utilisent en dehors de leurs activités de consommation et de production. Les économistes considèrent alors que ces effets se traduisent par des pertes de valeur d'usage (non-économique) de l'environnement.
Par exemple les pêcheurs, les chasseurs ou les promeneurs pratiquant la cueillette pâtissent des effets des pesticides sur les populations de poissons, sur les populations des animaux chassés (éventuellement *via* des effets des pesticides dans les chaînes alimentaires) ou sur les produits cueillis. De la même manière, les amateurs de faunes et flores sauvages peuvent être affectés par les pertes de biodiversité qu'ils constatent sur les lieux qu'ils visitent et apprécient.
 - o Les effets négatifs des pesticides qui affectent directement le bien-être des individus sont les effets subis par ces individus. Ces effets sont de deux types.
Le premier regroupe les effets des intoxications par les pesticides sur la santé humaine tels que la perturbation des fonctions de reproduction, les gênes et douleurs engendrées par ces intoxications (que ce soit pour l'individu victime d'une intoxication ou les membres de sa famille), ...
Le second type d'effets qui affectent directement le bien-être des individus sont ceux qui

sont liés à des valeurs altruistes. Un individu peut considérer que les effets négatifs des pesticides sont dommageables car ces effets affectent par exemple :

- les amateurs de faunes et flores sauvages ou les consommateurs qui n'ont pas les moyens financiers de se procurer des produits certifiés sans résidus de pesticides mais plus chers (altruisme envers les contemporains),
- la flore et la faune elle-même (altruisme envers la nature en général)
- la biodiversité qui pourrait être utile dans le futur (altruisme envers les générations futures). Les effets des pollutions sur les usages futurs de l'environnement peuvent cependant être considérés sans référence à l'altruisme de la génération actuelle. Les dommages potentiellement subis par les générations futures pourraient directement être intégrés dans les choix actuels de politique de régulation des problèmes d'environnement. Cette approche a des fondements philosophiques ou éthiques liés à notre responsabilité vis-à-vis des générations qui vont nous succéder.

Les principaux éléments des deux dernières typologies présentés sont regroupés dans le tableau 1.1.

1.2.3. L'évaluation des dommages engendrés par les pollutions par les pesticides

L'objectif de cette sous-section est double :

- présenter les différentes approches utilisables pour leur évaluation économique

et :

- présenter les limites de ces approches.

Les dommages engendrés par les pesticides peuvent être très divers et sont par conséquent difficilement comparables entre eux. Ceci pose problème pour la définition des priorités de l'intervention publique. En effet, doit-on privilégier la préservation des effets potentiels des pesticides sur la santé humaine, la protection de la biodiversité ou les deux en même temps sachant que cette intervention peut être coûteuse pour certains secteurs de l'économie ou pour le budget de l'Etat ?

De plus, les dommages engendrés par les pesticides sont souvent non-marchands. Par exemple, les effets des pesticides sur la biodiversité sont non-marchands car ils n'affectent pratiquement aucun marché. Ces effets ont une valeur qui ne peut être directement mesurée en unités monétaires. Les effets de pesticides sur la santé humaine ou sur la valeur patrimoniale de l'environnement légué aux générations futures posent des problèmes de même nature.

Cependant cette évaluation économique est nécessaire dans le cadre d'une analyse coûts/bénéfices des politiques de la régulation par les pesticides car elle permet d'établir les priorités de l'intervention publique et de vérifier que les bénéfices liés à cette intervention sont à la mesure de son coût.

Nous débutons cette présentation par les évaluations *a priori* les plus simples : celles qui concernent les effets (marchands) des pollutions sur les activités de production. Ces évaluations permettent de donner des exemples d'application simples et introduisent la suite de cette section. Nous présentons ensuite les principales méthodes utilisables pour l'évaluation économique des dommages dus aux pollutions dans un cadre général, et leurs principales limites.

1.2.3.1. L'évaluation des effets des pollutions par les pesticides sur les activités de production

L'évaluation des effets marchands des pollutions par les pesticides est relativement aisée, notamment l'évaluation des effets affectant les activités de production. Par exemple, les sur-coûts de potabilisation de l'eau liés à la présence de pesticides donnent une mesure de la valeur économique des pollutions de l'eau destinée à la consommation. Ces sur-coûts peuvent être mesurés directement

par enquête auprès des producteurs d'eau potable ou par des méthodes d'inférence statistique sur le prix de l'eau potable (méthode des prix hédonistes).

De même, les effets des pollutions par les pesticides sur l'activité apicole peut être mesurée par la perte de revenu subie par un apiculteur dont la population d'abeilles diminue suite aux effets des insecticides utilisés par ses voisins. Cette évaluation peut être réalisée *ex post*, *i.e.* en comparant le revenu de l'apiculteur avant ou après la pollution, ou *ex ante*, *i.e.* en calculant l'effet de la pollution sur la population d'abeilles puis l'effet de cette population sur le revenu de l'apiculteur.

1.2.3.2. Les principales stratégies d'évaluation économique des dommages dus aux pollutions

De manière générale, il existe deux stratégies pour l'évaluation économique des dommages dus aux pollutions par les pesticides. La première s'appuie essentiellement sur la connaissance de l'épidémiologie des pollutions et des coûts d'opportunités liés aux effets des pollutions sur les éléments pertinents pour l'évaluation (coûts de la dégradation de l'état de santé des consommateurs, coûts de la dégradation des écosystèmes affectés par les pollutions), il s'agit de l'approche dose-réponse-coûts d'opportunité. La seconde stratégie d'évaluation s'appuie sur l'analyse micro-économique du comportement des agents économiques.

Même si ces approches reposent sur des techniques a priori très différentes, elles conduisent à des calculs similaires pour l'évaluation des effets des pollutions sur les activités de production, le cas le plus simple.

L'approche dose-réponse-coûts d'opportunité

L'approche dose-réponse-coûts d'opportunité s'articule autour de deux éléments. Il s'agit d'une part d'études épidémiologiques ou toxicologiques visant à cerner les liens existants entre les pollutions (de l'eau, des aliments, ...) et leurs effets sur les éléments pertinents de l'évaluation (santé humaine, composition des écosystèmes, ...) à travers l'établissement d'une fonction dose-réponse. Elle repose d'autre part sur le calcul d'un équivalent monétaire des différents éléments pertinents de l'évaluation.

Par exemple, si les effets toxiques de la présence de pesticides des aliments sont connus et lorsque la distribution de la consommation de ces aliments est connue, alors il est possible de calculer l'exposition des consommateurs aux pesticides et donc les effets potentiels de cette exposition sur la santé de ces consommateurs. Lorsque ces effets sanitaires sont connus, il « suffit » alors d'évaluer économiquement la dégradation de la santé des consommateurs : pertes de rémunération, coûts pour l'assurance sociale (médicaments, visites médicales, remboursement des assurances-maladie, ...).

Cette méthode a l'avantage d'être opérationnelle même lorsque les consommateurs ne sont pas conscients d'être exposés à certaines pollutions.

Mais plusieurs problèmes sont associés à l'utilisation de cette stratégie d'évaluation. En particulier, elle implique l'utilisation d'une quantité importante de données et de connaissances. Les fonctions dose-réponse nécessaires à beaucoup d'évaluations ne sont pas disponibles.

En outre, dans cette approche les évaluations monétaires de la dégradation de l'état de santé des personnes exposées sont réalisées par la méthode des coûts d'opportunité : coût des soins médicaux et rémunérations perdues le cas échéant, ce qui en limite la portée.

En effet, aussi sophistiqués soient-ils ces calculs négligent deux aspects liés au comportement des consommateurs. Dans bien des cas les consommateurs peuvent réduire leur exposition aux risques liés aux pesticides dans une logique d'auto-protection. Dans le cas des biens alimentaires, ils peuvent par exemple se procurer des biens substitués des biens dont ils suspectent la qualité. Ils peuvent également nettoyer les aliments afin d'éliminer certains facteurs de risque. Ces opérations engendrent des coûts, nommés dépenses de protection, qui visent à éviter la dégradation de l'état de santé et, par voie de conséquence, rendent inappropriée l'évaluation par les coûts d'opportunité.

De même, la méthode des coûts d'opportunité néglige la question des désagréments liés à la dégradation de l'état de santé des consommateurs. Elle ne considère que les conséquences monétaires en termes de rémunérations perdues et de soins médicaux. Or, la douleur ou la perte de bien-être engendrées par certains symptômes doivent aussi être évalués.

Cette méthode est également difficilement applicable pour l'évaluation des effets des pollutions sur l'environnement, tout au moins directement. En effet, si l'effet des pollutions sur une population de poissons est connu, comment évaluer économiquement la perte d'une partie de cette population ?

Il est parfois possible de s'appuyer sur les coûts liés à la restauration de la qualité de l'environnement. Mais cette approche peut s'avérer discutable. En effet, le coût de la restauration de la qualité de l'environnement n'est pas équivalent aux bénéfices que les citoyens retirent d'un environnement protégé. Le coût de restauration dépend des opportunités techniques disponibles et de leur coût, les bénéfices que retirent les citoyens de la qualité de l'environnement ne dépend que du niveau de cette qualité et de leur motivation pour la protection de cette qualité, *i.e.* de leurs préférences.

Le principal avantage de l'approche économique pour l'évaluation des dommages des pollutions est justement de ne chercher qu'à s'appuyer sur les préférences des citoyens.

L'approche économique

Afin d'intégrer à la méthode d'évaluation les aspects liés aux comportements des consommateurs, une alternative à la stratégie présentée ci-dessus a été proposée par les économistes. Elle trouve ses fondements dans la théorie microéconomique du consommateur dont la formalisation mathématique rigoureuse permet la construction de modèles particulièrement adaptés aux questions que posent l'évaluation monétaire des effets non-marchands des pollutions (voir, *e.g.*, Freeman (1993) ou Hanneman (1999) pour un exposé complet de cette approche).

Schématiquement, ces modèles reposent sur trois hypothèses fondamentales :

- les consommateurs sont des agents rationnels qui cherchent à optimiser leur bien-être,
- les consommateurs sont les seuls juges de leur niveau de bien-être

et :

- l'ensemble des éléments qui participent à leur bien-être sont, tout au moins dans une certaine mesure, substituables.

Sous ces hypothèses, toute mesure économique d'un changement du contexte dans lequel évolue le consommateur est fondée sur la variation de bien-être du consommateur induite par ce changement. L'hypothèse de substituabilité, qui est au cœur de la notion de valeur économique, implique que les consommateurs sont capables d'établir des arbitrages entre les biens et services qui leur sont proposés. De manière générale, les économistes mesurent la valeur attribuée par un agent économique (consommateur ou producteur) à un bien *via* le prix qu'il est prêt à payer pour l'obtenir. Plus le consommateur est intéressé par un bien, plus il est prêt à payer un prix élevé pour l'obtenir, *i.e.* plus il est prêt à réduire sa consommation d'autres biens pour obtenir le bien en question. De ce point de vue, l'approche économique s'appuie sur le fait que les choix économiques des citoyens révèlent leurs préférences.

Par exemple, si un consommateur est intéressé par la protection de certains poissons, le fait que la population de poissons soit protégée lui procure un certain bien-être et le fait que cette population soit réduite diminue son niveau de bien-être. La différence de niveau de bien-être de ce consommateur entre la situation où la population de poissons est protégée et celle où elle ne l'est pas peut être mesurée économiquement par le consentement à payer de ce consommateur pour que la population de poissons soit protégée. En ce sens, ce consommateur réalise un arbitrage entre utiliser une partie de son revenu pour protéger la population de poissons ou utiliser cette part de revenu pour se procurer d'autres biens. Il est d'autant plus enclin à « sacrifier » une partie de son revenu pour la protection de l'environnement que cet objectif lui tient à cœur, quelles qu'en soient les raisons.

L'estimation concrète du consentement à payer des consommateurs pour la protection de l'environnement peut être réalisée selon diverses méthodes.

Ces méthodes peuvent s'appuyer sur l'observation des comportements de loisir des individus : un pêcheur consentira d'autant plus de dépenses pour aller pêcher sur un site (temps de trajet, temps passé sur le site, dépenses spécifiques) que ce site est poissonneux. Aussi le surcroît de dépenses qu'il consent pour profiter d'un site dont la population de poissons augmente permet de mesurer (en utilisant des calculs appropriés) le bénéfice qu'il retire d'une augmentation de la population de poissons. Les méthodes s'appuyant sur l'observation des comportements des individus ne permettent de mesurer que les valeurs d'usage de l'environnement (la valeur des aménités environnementales).

Pour la mesure de la valeur d'existence de l'environnement, valeur qui n'est associée à aucun usage actuel de l'environnement, seules des méthodes de questionnaire direct des individus peuvent être utilisées. Les économistes ont développé deux méthodes de questionnaire direct : l'évaluation contingente (voir, *e.g.*, Hanemann, 1999) ou l'analyse conjointe (voir, *e.g.*, Louvière, Hensher et Swait, 2000).

Le principe général de ces méthodes est relativement simple : il consiste à présenter un scénario d'amélioration (ou de dégradation) de la qualité de certains éléments de la qualité de l'environnement et de questionner les individus enquêtés sur leur consentement à payer (ou à recevoir) pour obtenir cette amélioration (pour accepter de subir cette dégradation).

Bien entendu, ces méthodes s'avèrent séduisantes en raison de leur simplicité de principe mais doivent être utilisées avec précaution (voir, *e.g.*, Freeman, 1993 ; Carson, Florès et Mitchell, 1999). Leur principal défaut est de ne reposer que sur des situations et des choix hypothétiques. Il convient donc de s'assurer que les individus enquêtés ont bien compris les questions posées, qu'ils donnent des réponses qui ne sont pas biaisées par la forme du questionnaire ou pour des raisons stratégiques, ... Ces méthodes sont actuellement en plein développement car les recherches dont elles font l'objet répondent à la demande des pouvoirs publics pour l'évaluation économique de la qualité de l'environnement en général (voir, *e.g.*, Bateman et Willis, 1999).

De manière générale, le consentement à payer d'un consommateur pour une amélioration de la qualité sanitaire des aliments conventionnels ou de l'eau potable mesure les bénéfices que ce consommateur retire de :

- l'évitement de dépenses de soins médicaux et des pertes de rémunérations (lorsqu'il n'est pas parfaitement assuré),

et :

- de la diminution ou de l'élimination des désagréments d'une intoxication éventuelle.

En effet, les consommateurs peuvent éviter la consommation de produits qu'ils estiment « dangereux » en se procurant des substituts plus chers et mais certifiés sans résidus de pesticides. En ce sens les consommateurs désirant éviter de consommer des produits contenant des résidus de pesticides consentent à certaines dépenses de protection (*averting expenditures*).

Aussi les sur-coûts liés aux achats d'eau en bouteille peuvent en partie être analysés comme une évaluation du coût des pollutions de l'eau potable par les pesticides pour les consommateurs d'eau de boisson.

La substitution entre les produits alimentaires conventionnels et ceux issus de l'agriculture biologique peut être, dans une certaine mesure, analysée selon la même logique.

Pourtant l'évaluation des effets des pollutions par les pesticides affectant les activités de consommation est assez délicate. En effet, l'évitement des pesticides n'est pas la seule motivation des consommateurs pour l'achat de produits de l'agriculture biologique ou d'eau en bouteille. Les produits de l'agriculture biologique peuvent également être achetés pour des motivations altruistes envers la protection de l'environnement ou pour des raisons gustatives, ... L'eau en bouteille peut être achetée par goût ou en raison de la présence d'autres polluants que les résidus de pesticides dans l'eau potable. Cette évaluation pose donc des problèmes d'identification des seuls effets des pesticides difficilement surmontables avec les données décrivant les comportements d'achats observés, *i.e.* en utilisant les données issues des enquêtes de consommation usuelles qui décrivent les achats mais pas leurs motivations.

Là encore les méthodes de questionnaire direct offrent des opportunités d'évaluation intéressante du consentement à payer des consommateurs pour bénéficier de produits sans résidus de pesticides, *i.e.* pour l'estimation de la valeur économique des effets des pollutions par les pesticides sur l'eau potable ou les produits alimentaires telle qu'elle est perçue par les consommateurs.

Ces méthodes ont été utilisées pour l'évaluation des consentements à payer des consommateurs pour obtenir des produits garantis « sans résidus de pesticides ».

Complémentarité des deux approches

L'approche économique et la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité sont complémentaires d'un point de vue méthodologique. D'une part, l'approche économique permet d'estimer la valeur économique de dommages qui peut éventuellement être utilisée dans le cadre d'une étude utilisant des fonctions dose-réponse. D'autre part, les méthodes d'évaluation par questionnaire direct développées par les économistes peuvent utiliser des fonctions dose-réponse pour construire les scénarii soumis aux individus enquêtés.

L'approche économique et la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité sont cependant surtout complémentaires du point de l'information qu'elles produisent dans l'optique d'une décision publique.

En effet, par construction la méthode dose-réponse-coûts d'opportunité permet d'apporter des éléments d'information relatifs aux effets des pollutions sur les dépenses publiques. En effet, les valeurs économiques que cette méthode utilise concernent :

- les coûts des intoxications par les pesticides en matière de soins médicaux, la compensation des pertes de salaire, ...

et/ou :

- les coûts de la restauration des écosystèmes, ...

La plupart de ces coûts sont subis par la collectivité, tout au moins en France.

L'approche économique est elle centrée sur les préférences des membres de la société. Elle permet d'estimer :

- la valeur attribuée par les consommateurs à la réduction de la présence de résidus dans les produits de consommation

et/ou :

- la valeur que les consommateurs attribuent à la protection de l'environnement.

Même si les estimations de ces valeurs peuvent être biaisées parce que les consommateurs ne sont pas des experts de la toxicité/écotoxicité des pesticides, elles donnent des indications claires quant aux priorités des consommateurs sur la question des pollutions par les pesticides.

1.2.3.3. L'évaluation économique des dommages dus aux pollutions par les pesticides et ses limites

L'évaluation des dommages dus aux pollutions par les pesticides est actuellement très parcellaire. En effet, étant donné que ces dommages dépendent des pesticides eux-mêmes, des médias de leurs pollutions ou encore des victimes de ces pollutions, une évaluation systématique est impossible, ne serait-ce que parce qu'elle serait très coûteuse.

Bien entendu, des évaluations réalisées dans un contexte donné peuvent parfois être utilisées dans un autre contexte mais ces possibilités sont somme toute limitées. Par exemple l'effet potentiel des résidus de pesticides présents dans des produits agricoles consommés frais (fruits, légumes, ...) peut être très différent des résidus de pesticides présents dans des produits agricoles transformés. De même, la valeur qu'un individu attribue à la protection de l'environnement dépend de la sensibilité de cet individu. Cette sensibilité varie en fonction de l'âge de ces individus, de leur éducation, de leur nationalité, ...

Ensuite, l'évaluation des dommages dus aux pesticides est « techniquement » difficile car la dynamique des pollutions par les pesticides dans l'environnement et dans l'alimentation est très variée et dépend de nombreux facteurs. Aussi les études épidémiologiques de ces produits sont très exigeantes en matière de données et de connaissances techniques. La dynamique des pollutions par les pesticides dépend :

- des caractéristiques des pesticides (durée de dégradation, nature des résidus de dégradation, ...),
- des caractéristiques de l'environnement (physique, climatique, écosystème,...) dans lequel ces produits sont utilisés

ou encore :

- des caractéristiques des produits et de leur utilisation (nature du produit, transformation éventuelle, fréquence de consommation, ...).

De fait, la majeure partie des études épidémiologiques des effets des pesticides sur la santé humaine concernent les individus les plus exposés à ces produits : les agriculteurs, les salariés agricoles et les employés de l'industrie phytosanitaire. Les effets d'ingestions chroniques sur une longue période de petites quantités de pesticides sont eux très difficiles à identifier.

En outre, même en supposant ces effets connus et identifiés, leur évaluation économique demeure concrètement difficile pour les raisons évoquées dans la sous-section précédente. Par exemple la consommation d'eau en bouteille des ménages ne s'explique pas uniquement par la volonté de ces ménages d'éviter une intoxication par les pesticides. L'utilisation des méthodes de questionnement directe des consommateurs est délicate et coûteuse.

Enfin, certains calculs s'avèrent délicats, ne serait-ce que d'un point de vue éthique ou philosophique. L'exemple de la « valeur économique » d'une vie humaine est à cet égard assez éclairant. En effet, la simple idée d'attribuer une valeur à une vie humaine peut paraître *a priori* choquante. Mais, de fait, certaines décisions courantes posent explicitement le problème du calcul de la valeur d'une vie humaine ou imposent des arbitrages entre des vies humaines et des considérations d'ordre économique.

Par exemple, le calcul du dédommagement d'une famille dans le cas de perte d'un parent renvoie aux calculs des compagnies d'assurance qui, qu'on le veuille ou non, donnent un « prix » à la vie humaine. De la même manière, certains salariés acceptent sciemment de mettre en jeu leur santé, voire leur vie, pour bénéficier d'une prime de salaire. Enfin, les choix budgétaires de l'Etat, tels que la construction d'autoroutes, ou de passages à niveau, impliquent souvent de tels arbitrages. Nous verrons par la suite (section 1.5.) qu'adopter une approche coût/bénéfice dans les procédures d'homologation des nouvelles matières actives revient implicitement à accorder une valeur économique à des événements graves comme des cancers.

On peut regretter que ces arbitrages existent, mais il serait dangereux de ne pas admettre leur existence dans le cadre d'une analyse sérieuse de certains choix individuels ou publics. Une attitude raisonnable consiste à considérer que puisque ces arbitrages sont nécessaires, autant qu'ils soient explicites et transparents.

Les questions liées à la préservation de l'environnement posent des problèmes similaires, notamment lorsqu'on considère la valeur patrimoniale de l'environnement, *i.e.* la valeur de l'environnement qui sera légué aux générations futures.

1.2.4. Les limites du choix économique des mesures de politiques de régulation des pollutions

S'il apparaît séduisant en théorie, le cadre d'analyse micro-économique s'avère néanmoins et malheureusement difficile à utiliser en pratique, pour deux raisons essentielles.

Définir les niveaux de pollution offrant le meilleur compromis dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices suppose, au minimum, que les coûts de ces pollutions soient évalués. Or la sous-section précédente montre que l'estimation de ces coûts est concrètement difficile.

Ensuite, certains choix méthodologiques sont controversés car ils impliquent d'autres dimensions que la seule dimension scientifique. Comme beaucoup de politiques publiques, la régulation des pollutions soulève des questions relevant de la sphère politique. La plupart des politiques de régulation des

pollutions font des « perdants » et des « gagnants » parmi les agriculteurs, les consommateurs, les consommateurs pauvres, les consommateurs aisés, les contribuables, ... De même, les effets potentiels des pesticides sur la vie humaine ou sur l'état de l'environnement que notre génération lèguera aux générations futures soulèvent des questions d'ordre éthique ou philosophique.

Dans ce contexte, les micro-économistes adoptent alors souvent le point de vue défendu par Arrow *et al.* (1996) selon lequel il revient à l'Etat, en tant que représentant élu des citoyens, de définir les objectifs de réduction des pollutions à atteindre dans l'intérêt général,⁹ la tâche des économistes devant alors se limiter à :

- analyser les arbitrages en jeu (mettre en évidence les mécanismes économiques à l'œuvre et identifier les potentiels « gagnants » et « perdants ») et évaluer, dans la mesure du possible, les éléments pertinents pour aider la décision publique quant aux objectifs à atteindre, *i.e.* évaluer les effets de l'atteinte de l'objectif sur les revenus des agriculteurs (par catégories éventuellement), sur les consommateurs (par catégories éventuellement), ...

et :

- définir les politiques permettant d'atteindre l'objectif fixé au moindre coût pour l'ensemble de la société.

L'objectif des économistes est donc d'éclairer au mieux les décisions de l'Etat, lequel décidera d'accorder plus ou moins de poids aux différents éléments dont il dispose.

Par exemple, s'il estime que les évaluations des bénéfices que tire la société de la protection de l'environnement sont sous-estimées car elles omettent de fait certains éléments d'évaluation importants, l'Etat pourra attribuer un poids relativement plus important aux arguments en faveur de la protection de l'environnement lors de ses décisions. *A contrario*, un Etat peu choisis des objectifs environnementaux relativement peu ambitieux quant aux pollutions d'origine agricole s'il estime que les objectifs d'auto-suffisance alimentaire ou de prix agricoles modérés sont prioritaires pour ses citoyens.

Il est cependant important de rappeler que, même si le calcul économique ne permet pas de donner les objectifs à atteindre, il n'en reste pas moins que les objectifs définis par les pouvoirs publics reposent (ou devraient reposer ?) sur des arbitrages analogues à ceux qui fondent le calcul économique. En fait, dans le cas de la gestion des problèmes de pollution, prendre des décisions dans l'intérêt général revient à trouver le meilleur compromis possible entre les pertes des uns et les bénéfices des autres.

Cette remarque met d'ailleurs en évidence un des points cruciaux liés au fonctionnement des procédures d'homologation. Sans que ces questions ne remettent en cause en quelque ce soit la probité des comités d'homologation : quelle est la nature du compromis recherché par ces comités, ces comités donnent-ils trop de poids à certains critères et pas assez à d'autres ?

1.2.4.1. Les effets du choix des instruments sur les autres éléments du choix social

Même en adoptant le point de vue de Arrow *et al.* (1996) qui veut que le choix des objectifs de régulation est un choix politique, la tâche des économistes n'est pas aisée dans la mesure où la notion d'arbitrage demeure cruciale dans le choix des instruments de régulation des pollutions. En fait, adopter l'approche de Arrow *et al.* (1996) pour le choix des instruments de la régulation des pollutions revient surtout à repousser le problème du choix social à une étape ultérieure. La mise en œuvre d'un instrument de politique de régulation des pollutions affecte également d'autres éléments du choix social que la stricte protection de l'environnement : la distribution des revenus, l'aménagement du territoire, ...

⁹ Les questions évoquées sont relatives aux questions théoriques soulevées par le choix social (voir, e.g., Salanié 1998). Même si elles seront inévitablement abordées, sous une forme ou sous une autre, dans la suite de ce rapport leur exposé complet sort largement du cadre de cette expertise.

Ceci ne poserait pas de problème s'il existait (au moins) un instrument permettant d'atteindre un objectif environnemental donné et faisant l'unanimité au sein de la société. Ce n'est évidemment jamais le cas dans la pratique puisqu'il existe toujours des « gagnants » et des « perdants » suite à la mise en place d'un instrument de régulation. L'utilisation d'approches telles que l'analyse coûts-bénéfices évoquée plus haut pour la définition des instruments optimaux est discutable dans la mesure où elle repose sur un critère de choix social plus ou moins arbitraire. Cette approche est basée sur le critère de la valeur nette créée par l'utilisation des instruments considérés, *i.e.* sur l'agrégation simple des effets évalués.

Dans le cas des pesticides, pour comparer les effets de différents instruments permettant d'atteindre un niveau donné de pollution, il convient de mesurer les effets de ces instruments sur les revenus de la filière des produits phytosanitaires, du secteur agricole et du secteur agro-alimentaire ; sur le budget alimentaire des ménages ; voire sur le budget de l'Etat, Une société donnée peut attribuer une valeur positive à la distribution plus ou moins équitable des revenus, au plein emploi ou à une répartition harmonieuse de l'activité économique sur un territoire. Cette valeur est mesurable en théorie, mais n'est pas effectuée en pratique, pour les mêmes raisons que celles qui expliquent que toute la valeur attribuée par la société à la protection de son environnement ne peut être mesurée. Aussi, un Etat peut préférer une politique de subvention des pratiques économes en pesticides à une politique de taxation des pesticides s'il estime qu'il convient de protéger l'environnement tout en protégeant le revenu des agriculteurs pour des arguments d'aménagement du territoire.

Le critère de l'analyse coût-bénéfice standard ne peut être satisfaisant s'il n'intègre pas correctement les éléments pertinents du choix social. Donc dans le cas du choix des instruments de politique de régulation comme dans le cas des objectifs environnementaux à atteindre, l'économiste doit aussi se concentrer sur l'analyse des arbitrages en jeu (mettre en évidence les mécanismes économiques à l'œuvre et identifier les potentiels « gagnants » et « perdants ») et évaluer, dans la mesure du possible, les éléments pertinents pour aider la décision publique quant aux objectifs à atteindre.

1.2.4.2. Contraintes sur le choix des instruments et objectifs environnementaux

Distinguer l'objectif des moyens à mettre en œuvre pour atteindre cet objectif est commode d'un point de vue pédagogique et s'avère surtout intéressant dans des cas simples. Cette séparation des objectifs et des moyens est très difficile pour la régulation des pollutions lorsque cette régulation peut avoir des effets significatifs sur le fonctionnement de l'ensemble de l'économie (Bovenberg et Goulder, 2002).

Dans le cadre des modèles théoriques les plus simples, il est possible de régler tout problème de pollution sans faire de perdant, tout au moins d'un point de vue financier. Il suffit par exemple de taxer l'émission polluante de manière à ce que les pollueurs les réduisent à un niveau optimal et d'effectuer des transferts forfaitaires (*lump sum*) de ceux qui bénéficient de la réduction des pollutions (les victimes et le budget de l'Etat) vers ceux qui en pâtissent (les pollueurs).

Ces transferts sont en théorie toujours possibles. Puisque le niveau de pollution choisi est optimal, il satisfait le critère de l'analyse coût-bénéfice et les pertes agrégées des pollueurs sont nécessairement inférieures aux gains des victimes. Cette idée des transferts forfaitaires est à l'origine du critère de compensation de Kaldor/Hicks.

Pourtant, les transferts forfaitaires visant à compenser les « perdants » sont peu utilisés en pratique : ils peuvent être très coûteux à mettre en place et peuvent être jugés peu acceptables d'un point de vue politique. En tout cas ils sont incompatibles avec le critère pollueur-payeur dans le cadre d'une régulation de problème de pollution.

Cette impossibilité des transferts forfaitaires peut amener l'Etat à revoir à la baisse les objectifs des politiques environnementales. Le fait de s'interdire l'utilisation des transferts forfaitaires empêche de mettre en place une politique optimale (*first best*) de régulation des pollutions et contraint donc à chercher une politique de second rang (*second best*) du point de vue de son efficacité économique.

Ce résultat est en fait de portée plus générale : plus le choix des instruments est contraint (pour une raison ou une autre), plus il est difficile d'atteindre une solution optimale au niveau de la régulation d'un problème.

Les réformes récentes de la PAC offrent cependant des perspectives intéressantes de ce point de vue. L'ancien système d'aide aux revenus des producteurs de grandes cultures européens était fondé sur des instruments de soutien des prix. En vertu de l'application du principe du découplage des aides vis-à-vis des niveaux de production imposé par les accords signés par l'UE à l'OMC, ce système est maintenant transformé en un système de soutien des revenus par le versement d'aides directes aux producteurs européens de grandes cultures. Ce système s'apparente à un système de transferts forfaitaires.

Si le niveau actuel des pollutions par les pesticides est tel qu'il justifie une intervention de l'Etat, il est possible de considérer que le niveau actuel des prix des pesticides est insuffisant pour inciter les agriculteurs à utiliser ces produits dans des limites conformes à l'intérêt général. Aussi continuer à maintenir les prix des pesticides à leur niveau actuel peut être interprété comme une aide implicite aux revenus des agriculteurs. Dans la même logique que celle qui a prévalu lors de la réforme du système de soutien du revenu des producteurs de grandes cultures, un système de transferts forfaitaires pourrait être mis en place pour compenser les effets d'un système de taxation du prix des pesticides sur les revenus des agriculteurs. Dans un cas comme dans l'autre, un système d'aides directes remplace un système d'aides *via* les prix.

Bien entendu, le raisonnement conduit ci-dessus est quelque peu caricatural mais il permet de mettre en évidence deux points importants :

- le principe des transferts forfaitaires est déjà plus ou moins utilisé pour le soutien des revenus agricoles

et :

- l'effet négatif des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur le revenu des agriculteurs ne peut justifier une réduction significative des objectifs de cette régulation ou le rejet de l'utilisation de taxes sur les pesticides.

Il est en effet possible de réduire significativement les pollutions par les pesticides tout en maintenant les revenus agricoles à leur niveau actuel, et ce même en utilisant un système de taxation. En effet, il suffit pour cela de mettre en place un système de compensation de l'augmentation du prix des pesticides similaire à celui déjà utilisé pour le soutien du revenu des producteurs de grandes cultures.

1.2.5. Les principaux leviers utilisables pour la réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides

Les effets avérés ou potentiels des pesticides sur la santé humaine et sur la qualité de l'environnement sont actuellement jugées comme étant trop importantes par l'Union Européenne et la plupart de ses membres.

Dans le cas où les pouvoirs publics définiraient les objectifs à atteindre, il conviendrait alors de définir les mesures à prendre de manière à atteindre ces objectifs au moindre coût pour la société. C'est le second objet des travaux des économistes dans le domaine de l'économie de l'environnement.

1.2.5.1. Les deux principaux leviers : agir sur la qualité et les quantités des produits utilisés

Etant donné que les pesticides sont par essence des produits toxiques et donc que toute matière active libérée dans l'environnement est susceptible de créer des dommages, les deux leviers d'action dont dispose l'Etat sont :

- d'une part, la réduction de la toxicité/écotoxicité des produits mis sur le marché

et :

- d'autre part, la réduction de l'utilisation des pesticides autorisés.

Cette approche, adoptée par beaucoup d'économistes ayant étudié la question de la régulation des pesticides (Lichtenberg, 2004 ; Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1998) et des pollutions en général (Stavins, 2003) tend à négliger, peut-être à tort, le rôle des mesures visant à limiter les transferts des pesticides dans l'environnement.

Ce parti pris est cependant plus lié à un principe de parcimonie et de régulation du problème à la source qu'à une véritable sous-évaluation du problème des transferts. En effet, limiter directement les utilisations diminue mécaniquement les transferts. Aussi il n'est pas forcément nécessaire de dépenser des ressources pour limiter les transferts des pesticides si des mesures sont mises en place pour limiter leur utilisation.

En outre, les principaux problèmes de transfert sont déjà plus ou moins régulés par des interdictions d'utilisation, *i.e.* des normes très strictes d'utilisation appliquées localement (sur des périmètres relativement restreints en France, sur des périmètres plus conséquents au Danemark par exemple). Le dispositif des bandes enherbées instauré par la PAC pour les grandes cultures entre dans ce cadre, même si son efficacité peut être critiquée.

Enfin, ce parti pris illustre également sûrement deux autres éléments de l'analyse des économistes spécialistes des pesticides :

- Ces derniers ne privilégient pas les objectifs de protection de l'environnement par rapport à ceux de protection de la santé publique. Aussi, pour eux, toute molécule utilisée se retrouve soit dans l'environnement, soit dans ou sur les produits agricoles.
- L'effet des pesticides dépend certes des phénomènes de transfert mais ces derniers sont déjà plus ou moins partiellement pris en compte au niveau de l'analyse de la toxicité et de l'écotoxicité des produits (dont la demie-vie des matières actives est un élément essentiel). Aussi, travailler par « classes » de produits phytosanitaires permet de tenir compte, tout ou moins partiellement, des phénomènes de transferts.

Le premier levier (réduction de la toxicité/écotoxicité) est d'ordre qualitatif, le second (réduction de l'utilisation) est d'ordre quantitatif. Dans le premier cas il s'agit de jouer sur le comportement des producteurs de pesticides et des agriculteurs. Dans le second cas, il s'agit de jouer le comportement des agriculteurs.

1.2.5.2. Les principaux types d'études économiques relatives à la régulation des pollutions par les pesticides

Il est maintenant largement admis que les procédures de contrôle des mises en marché des produits phytosanitaires est l'instrument le plus efficace pour réguler l'offre des pesticides d'un point de vue qualitatif. Mis à part un aménagement des critères pour l'homologation de ces produits ou un accroissement des financements publics pour stimuler l'effort de recherche dans ce domaine, aucun autre instrument n'est réellement envisagé.¹⁰

De même, le fait que la réduction des dommages créés par les pesticides repose essentiellement sur la réduction de l'utilisation de ces produits est un avis largement partagé. C'est au niveau de la définition des instruments d'incitation à la réduction de l'utilisation agricole des pesticides que les travaux des économistes ont été les plus nombreux, les plus variés mais également les plus controversés. L'essentiel de ces travaux peut être réparti en deux groupes.

¹⁰ La possibilité de rendre l'industrie phytosanitaire responsable des dommages dus à l'utilisation de ses produits est une solution théoriquement envisageable, mais inadéquate comme cela sera vu plus en détail par la suite. Les effets des pesticides sont potentiellement irréversibles et, qui plus est, peuvent éventuellement survenir à grande échelle. Aussi, il est difficile d'envisager que l'Etat n'agisse qu'*a posteriori*, *i.e.* après l'occurrence d'un accident grave, afin d'obliger les firmes à réparer les dommages créés, ne serait-ce que d'un point de vue politique.

Le premier englobe les travaux visant à comparer les différents instruments à la disposition des pouvoirs publics pour la réduction des émissions polluantes. Le critère de comparaison utilisé est l'efficacité, l'atteinte de l'objectif fixé au moindre coût, mais d'autres critères sont parfois considérés (acceptabilité politique, ...). La plupart de ces travaux ne sont pas spécifiques aux pesticides et beaucoup d'entre eux ne donnent que des conclusions d'ordre théorique. Cependant beaucoup de ces travaux sont suffisamment généraux pour s'appliquer aux problèmes de pollutions liés à l'utilisation de ces produits. Les principaux résultats de ces études sont présentés et utilisés dans la partie 4.

Le second groupe de travaux regroupe les études d'économistes agricoles concernant l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. La majeure partie de ces études vise à mettre en évidence un aspect particulier de l'utilisation de des intrants par les agriculteurs afin d'en tirer des conclusions en matière de régulation. Les études recensées ici s'appuient sur une formalisation micro-économique des choix de protection phytosanitaire des agriculteurs. Tous concernent le comportement des agriculteurs et s'attachent soit à définir des mesures applicables par les pouvoirs publics pour inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides chimiques, soit à montrer pourquoi certaines mesures s'avèrent peu pertinentes dans cette optique. Ces travaux sont présentés dans les parties 2 et 3.

1.2.6. Remarques conclusives : choix politiques et économie politique

L'analyse micro-économique des pollutions s'appuie essentiellement sur la notion d'arbitrage économique entre les intérêts des « pollueurs », des « victimes » des pollutions et des autres membres de la société (ne serait-ce que parce qu'ils sont contribuables) pour tenter de définir les objectifs environnementaux à atteindre. Ensuite, elle se base sur une analyse du comportement économique des « pollueurs » pour définir les instruments de régulation visant à leur faire adopter des comportements permettant d'atteindre les objectifs fixés, *i.e.* des comportements plus conformes à l'intérêt général.

Cependant, le raisonnement utilisé ici peut être inversé pour non plus tenter de proposer des objectifs et des instruments mais pour analyser les choix des pouvoirs publics. C'est la logique de l'économie politique dont les principaux enseignements en matière de politique environnementale sont présentés par Baumol et Oates (1988).

Ainsi, il est possible d'inférer, dans une certaine mesure, certains déterminants (implicites) des choix des pouvoirs publics en matière d'environnement à partir de leurs choix en matière de politique environnementale.

Par exemple, si les pouvoirs publics se fixent des objectifs environnementaux peu ambitieux, deux arguments peuvent être avancés pour expliquer ce choix, séparément ou simultanément. En théorie ces deux arguments sont intimement liés mais ils seront présentés séparément par souci de simplicité.¹¹

1.2.6.1. La question de l'évaluation des « pertes » et « bénéfices » liés à l'objectif environnemental envisagé

D'une part, les pouvoirs publics se fixent des objectifs environnementaux peu ambitieux s'ils considèrent que les dommages liés aux pollutions sont limités en comparaison des pertes subies par certains secteurs de l'économie si des mesures de régulation devaient être mises en place, ce qui est

¹¹ Ce point rejoint la difficulté de la détermination des fonctions de choix social lorsque les préférences des membres de la société ne sont pas correctement définies ou révélées (*i.e.*, lorsque tous les éléments pertinents dans l'explication du choix social n'ont pas été mesurés).

conforme à la logique de l'analyse coûts/bénéfices. Ceci semble s'appliquer plus particulièrement au secteur agricole.¹²

Il est évident que toute mesure de réduction des émissions polluantes est potentiellement coûteuse pour les agriculteurs (et le secteur des pesticides). Néanmoins concernant ces coûts, il convient de prendre garde à ce que le débat ne soit pas faussé par la sous-évaluation des possibilités d'ajustement du secteur agricole à moyen et long terme. Se fixer des objectifs environnementaux ambitieux et raisonner dans une logique de court terme conduit à surestimer artificiellement les pertes économiques liées à l'atteinte de ces objectifs. Cette question rejoint celle de la dépendance technique et économique de l'agriculture vis-à-vis des pesticides. Si cette dépendance semble évidente actuellement, elle peut être réduite à moyen et long terme pour peu qu'on s'en donne les moyens et qu'on agisse de manière cohérente afin de limiter au maximum l'ampleur des moyens financiers mis en œuvre. L'exemple danois, présenté dans la section 1.4., en atteste.

Parallèlement, le fait que certains dommages des pollutions soient difficilement évaluables ne doit pas masquer le fait que ces dommages existent. Là encore, l'horizon considéré est important puisque les dommages les plus difficilement évaluables sont ceux qui sont susceptibles d'apparaître à long terme.

1.2.6.2. Les autres éléments du débat public et le poids des différents acteurs dans la décision publique

D'autre part, les pouvoirs publics peuvent bel et bien limiter les objectifs environnementaux parce qu'ils accordent un poids relatif important aux « perdants » de la mise en place des politiques de régulation des pollutions. En d'autres termes, la question qui se pose est la légitimité de cette pondération entre « perdants » et « gagnants ».

Les pouvoirs publics peuvent adopter cette pondération dans une logique purement électoraliste lorsque les « perdants » potentiels de la régulation sont mieux organisés que les « gagnants ». Bien entendu, dans ce cas la pondération adoptée a peu de légitimité dans le cadre d'un processus démocratique. Cette question est par ailleurs très liée à celle relative à la mise en place d'objectifs de long terme. En effet, les objectifs électoraux sont souvent peu compatibles avec la mise en place de politiques de long terme.

Néanmoins un Etat peut légitimement accorder un poids relatif plus important aux arguments en faveur de la protection de l'environnement pour tenir compte la sensibilité environnementale de la société qu'il représente. En effet, la sensibilité environnementale d'une société ne peut qu'être partiellement reflétée dans les évaluations des bénéfices de la protection de l'environnement qui ne concernent souvent que les effets marchands de cette protection. Dans ce cas, la pondération adoptée par l'Etat sert de correction aux défauts de l'évaluation.

Dans cette logique de correction, les pondérations utilisées par les pouvoirs publics peuvent également servir à tenir implicitement compte d'autres éléments du débat social que ceux relatifs aux pollutions. En effet, le débat se cristallise souvent autour de la seule question des pollutions mais, comme cela a été vu précédemment, d'autres éléments du choix social peuvent être affectés par les mesures de régulation des pollutions. S'ils ne sont pas évalués, la prise en compte de ces éléments s'opère implicitement à travers l'ajustement des poids relatifs des différentes « pertes » et « bénéfices » évalués. Dans le cas des pollutions d'origine agricole, ces questions du débat actuel sont relatives au rôle de l'agriculture dans le développement rural, dans l'aménagement du territoire, voire dans la sécurité alimentaire. Le fait d'accorder un poids implicite plus important aux agriculteurs s'appuie généralement sur des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Cette question fait encore l'objet d'intenses débats mais commence à être clarifiée (Abler, 2004 ; Guyomard et Le Bris, 2003). Elle est abordée dans la partie 4 mais deux remarques s'imposent néanmoins à ce stade.

D'une part il convient de s'assurer que ces arguments ne servent pas à « légitimer » des politiques « électoralistes » favorisant certaines catégories d'agents.

¹² Cet argument est généralement renforcé par des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Si certains de ces arguments sont pertinents, d'autres sont plus discutables et en tous cas alimentent la confusion du débat autour de la définition des politiques agri-environnementales. Ce point est brièvement évoqué plus bas.

D'autre part, il est utile de garder à l'esprit le théorème de Tinbergen (1952) qui dit schématiquement ceci : un instrument par objectif.¹³ Par exemple, si l'Etat souhaite trouver une solution au problème des pollutions d'origine agricole tout en préservant le revenu des agriculteurs, il se fixe en fait deux objectifs : la réduction des pollutions et le soutien du revenu des agriculteurs. Il peut décider de ménager la chèvre et le chou en instaurant une taxe à taux modéré sur le prix des intrants polluants. Cependant, des arguments de type économique permettent de montrer très simplement qu'il est généralement plus efficace d'instaurer une taxe à taux élevé (en tous cas à taux suffisamment élevé pour atteindre l'objectif environnemental fixé) et de soutenir le revenu des agriculteurs par un système d'aides directes découplées (partiellement finançable par le revenu de la taxe). Les réformes les plus récentes de la PAC vont dans cette direction.

¹³ La pertinence de ce théorème peut cependant être remise en cause lorsque les coûts de transactions (Samuelson) liées à la mise en œuvre des différents instruments de régulation sont importants (Abler, 2004).

1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides

Afin de comprendre la situation actuelle, il peut être utile de rappeler certains aspects historiques de l'évolution de l'agriculture européenne et française. Les principales évolutions de l'utilisation des pesticides sont présentés dans le chapitre ... Nous présentons ici l'analyse des mécanismes expliquant la situation actuelle, selon les économistes.

1.3.1. PAC, intensification et innovations induites

Mahé et Rainelli (1987) montrent que les effets de la PAC et la relative rareté de la terre au niveau européen expliquent l'essentiel de l'utilisation des intrants chimiques dans l'agriculture européenne. De manière à stimuler la production agricole européenne au sortir de la seconde guerre mondiale, les pères fondateurs de l'actuelle UE ont défini un système de soutien des prix des grandes cultures. Cette politique a porté ses fruits dans la mesure où la croissance observée de la production a été assez extraordinaire du début des années 60 aux années 90. Cependant, en raison de la relative rareté de la terre arable, les agriculteurs ont préféré adopter des pratiques culturales intensives en intrants chimiques, facteurs de production relativement moins chers que la terre. Cette évolution ne posait pas de problème tant que les problèmes de pollution par les engrais ou les pesticides étaient relativement peu importants (l'utilisation d'engrais a même été subventionnée au début des années 60) et tant que la production non-exportée n'alourdissait pas de manière trop importante les stocks européens.

A titre de comparaison, malgré un soutien des prix des produits agricoles, les agriculteurs américains n'ont pas adopté de pratiques aussi intensives que leurs homologues européens. Dans les années 90, le rendement moyen du blé tendre aux Etats-Unis était de l'ordre de la moitié de celui observé en France. Ceci peut s'expliquer par des différences de prix mais également, et vraisemblablement surtout, par la relative abondance de la terre arable aux Etats-Unis. Alors que les agriculteurs européens cherchaient à accroître leur production pour profiter de prix agricoles élevés en améliorant le rendement de leurs cultures, les agriculteurs américains pouvaient accroître les surfaces mises en cultures. Les grands pays exportateurs concurrents de l'UE pour les grandes cultures (Canada, Argentine, Brésil, Australie, ...) sont dans une situation similaire à celle des Etats-Unis quant à la disponibilité de la terre arable. A cela s'ajoute également un facteur structurel. La taille des exploitations agricoles est généralement plus faible dans l'UE que dans les pays qui sont ses concurrents sur les marchés agricoles. Ceci permet par exemple aux agriculteurs américains de disposer de plus d'options pour l'ajustement de ses choix productifs à l'évolution du contexte économique.

Cette analyse illustre en premier lieu l'importance du prix relatif des intrants chimiques sur celui de la production agricole dans les choix d'intensification des agriculteurs européens. En adoptant le raisonnement inverse, la baisse du prix relatif des grandes cultures par rapport aux intrants chimiques induite par les réformes successives de la PAC depuis 1992 devrait se traduire par une baisse de l'utilisation d'intrants chimiques dans l'agriculture européenne. Cette dernière semble amorcée bien que les agriculteurs européens semblent encore en phase d'adaptation de leurs pratiques.

Sur un plan relatif aux pollutions d'origine agricole, Carpentier, Guyomard et Le Mouél (1998) ont montré que le soutien des prix des grandes cultures a également eu pour conséquence la conversion de terres à ces cultures qui étaient alors très rentables. Le problème soulevé par ce phénomène dit de retournement des prairies qu'il a concerné des régions de moindre qualité pédo-climatique, ce qui a pu conduire à une dégradation rapide de la situation environnementale dans les régions concernées. Ce point illustre le fait que la répartition des activités agricoles joue un rôle important en terme de pollutions.

Par ailleurs mentionnons ici les travaux de Hayami et Ruttan (1985 et 1998) sur les effets induits par le contexte économique sur l'évolution des institutions et du progrès technique. Analysée à la lumière de ces travaux, il apparaît que la PAC a certainement joué un rôle très important au niveau de l'évolution des techniques de production agricole, des intrants chimiques et des institutions liées au

secteur agricole. En particulier, le soutien des prix des grandes cultures a induit des rapports de prix très favorables à l'utilisation des intrants chimiques par les agriculteurs, ce qui a certainement contribué au développement de la protection phytosanitaire chimique, *via* le développement de pesticides et de conseils adaptés à leur utilisations. Ce développement, initié dans le secteur des grandes cultures, a certainement eu des effets de propagation (*spillover*) sur d'autres cultures. De même, l'assurance d'une protection phytosanitaire efficace et la disponibilité d'engrais minéraux bon marché ont certainement eu pour effet d'orienter la recherche génétique vers des semences productives, au détriment de la recherche de résistance.¹⁴

1.3.2. L'éventuel verrouillage technologique de l'agriculture vis-à-vis de la protection phytosanitaire chimique

Cowan et Gunby (1996) et Wilson et Tisdell (2001) analysent la dynamique du développement de la lutte chimique et tentent de montrer que ce développement a conduit à une situation de *lock in* ou verrouillage de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides. Une situation est caractérisée par un « verrouillage » technologique lorsqu'une nouvelle technologie ne parvient pas à s'imposer à une technologie déjà en place bien que cette dernière apparaisse moins rentable.

Pour Cowan et Gunby (1996) les alternatives à la lutte chimique contre les ennemis des cultures ne parviennent pas à s'imposer à la technologie déjà en place, *i.e.* la protection chimique préventive. Il convient de noter ici que l'analyse de Cowan et Gunby (1996) repose sur une hypothèse discutable : celle la supériorité économique des techniques de protection alternative à la protection chimique. Nous reviendrons sur ce point dans la partie 3 mais remarquons d'emblée que d'autre l'étude de Cowan et Gunby (1996) concerne essentiellement le cas de l'agriculture américaine et n'aborde la question de la rentabilité des alternatives à la lutte chimique qu'à partir de quelques exemples.

Or les pratiques des agriculteurs américains sont différentes de celles des agriculteurs français. En particulier, l'agriculture américaine est beaucoup moins consommatrice de pesticides (à l'hectare) que l'agriculture française. Il n'est donc pas garanti que les résultats obtenus dans les exemples américains sont transposables en France.

En outre, comme cela est présenté en détail dans la partie 3, l'évaluation de la rentabilité comparée des pratiques culturales conventionnelles et des pratiques économes en pesticides doit être réalisée avec précaution. En particulier, les pratiques économes en pesticides mobilisent, plus que les pratiques conventionnelles, des intrants dont le coût est difficile chiffrable : capital humain des agriculteurs et temps de travail nécessaire à la conception des stratégies de production et au pilotage des tactiques d'intervention. De même, les pratiques conventionnelles et des pratiques économes en pesticides peuvent être caractérisées par des risques de production différents ce qui peut être important du point de vue des agriculteurs.

Pourtant, même si l'idée de *lock in* peut paraître excessive à certains égards, Cowan et Gunby (1996) mettent en évidence des éléments importants qui peuvent expliquer les difficultés qu'éprouvent les techniques de protection alternatives pour s'imposer. Toutes sont liées à l'information (à la formation ou à des aspects plus « culturels ») des agriculteurs et/ou à des problèmes de coordination (voir partie 3) :

- Les techniques de lutte intégrée sont peu connues par les agriculteurs, leur adoption leur semble donc risquée. Cette incertitude peut être un frein important à l'adoption de nouvelles technologies lorsque les agriculteurs sont averses face au risque.
- De même, ces techniques doivent être ajustées à l'exploitation, aux rotations culturales en place et aux conditions pédo-climatiques. Aussi pour être utilisées efficacement, ces

¹⁴ L'hypothèse des innovations induites a été testée avec plus ou moins de succès par Fernandez-Cornejo et Pho (2002) dans le cas des herbicides aux Etats-Unis. Cette hypothèse a été testée et validée empiriquement dans le cas d'autres intrants que les pesticides (capital, travail, alimentation du bétail, ...), voir e.g. Thirtle, Schimmelpfennig et Townsend (2002). Ces tests sont relativement difficiles à mettre en œuvre concrètement car ils reposent sur l'utilisation de données historiques dans lesquelles l'identification de l'effet d'intérêt est délicate. Ce problème d'identification est particulièrement ardu pour le secteur agricole où l'intervention publique est fréquente et peut prendre des formes très diverses.

techniques nécessitent, outre des connaissances agronomiques importantes, un processus d'apprentissage relativement important.

- Enfin, ces techniques peuvent être caractérisées par des effets de voisinage important. En particulier un adoptant peut pâtir de ce que ses voisins continuent la lutte chimique¹⁵, par exemple parce que son exploitation devient un refuge pour les insectes nuisibles. Sans coordination préalable, il est donc difficile d'inciter les agriculteurs à l'adoption. L'intérêt de la coordination est renforcé par le fait des agriculteurs voisins peuvent bénéficier des phénomènes d'imitation et d'apprentissages mutuels. Certains problèmes phytosanitaires sont gérés plus efficacement à l'échelle d'une région qu'à l'échelle d'une exploitation.¹⁶

Ces remarques mettent en perspective le rôle des conseillers des agriculteurs en matière de conseil individualisé et de coordination, le rôle des aides financières (transitoires) à l'adoption de nouvelles techniques et le temps nécessaire à l'adoption des techniques.

Ces idées peuvent être illustrées par les données du tableau 1.2. qui est issu d'une étude menée sur la comparaison des pratiques et des caractéristiques des maraîchers américains en conventionnel et en agriculture biologique (Fernandez-Cornejo, Grenne, Penn et Newton, 1998). Les chiffres reportés concernent l'année 1994.

Tableau 1.2. Comparaison des pratiques de conseil et des caractéristiques des maraîchers américains : production conventionnelle et production en agriculture biologique.

	Conventionnel	Agriculture biologique
Caractéristiques des exploitants		
Part des exploitants diplômés au niveau Bac au plus (%)	52	18
Part des exploitants diplômés au niveau universitaire (%)	23	53
Part des exploitants venant du milieu agricole (%)	87	43
Part des exploitants en fonction de leur principale source conseil pour la protection phytosanitaire		
Extension (conseillers et publications) (%)	25	22
Conseils des fournisseurs d'intrants (%)	37	5
Transformateur des produits (%)	10	1
Publications et démonstrations spécialisées (%)	-	23
Consultants spécialisés privés (%)	16	21
Autres exploitants (dont groupements de producteurs) (%)	8	30 (7)

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo, Grenne, Penn et Newton (1998)

Il apparaît que les producteurs en agri-biologique sont nettement plus diplômés que leurs homologues en conventionnel, 53% des premiers ont des diplômes universitaires contre seulement 23% des seconds. Ces différences illustrent certainement le fait que la maîtrise des pratiques économes en intrants chimiques nécessite plus de compétences que les pratiques conventionnelles.¹⁷ De même, l'idée que les techniques alternatives requièrent plus de coordination et/ou que leur adoption s'appuie sur des apprentissages mutuels trouve un écho dans le fait que 30% des producteurs en agri-biologique ont pour principale source de conseils en protection phytosanitaire d'autres exploitants (associations de producteurs, voisins, ...) contre seulement 8% des producteurs en conventionnel.

¹⁵ Ce qui constitue un autre exemple d'effet externe négatif.

¹⁶ L'enjeu est ici la coordination des agriculteurs pour la gestion optimale des effets externes positifs que les agriculteurs produisent les uns pour les autres.

¹⁷ Ceci dit, il est également possible que les agriculteurs les plus diplômés soient plus enclins à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement du fait de leur éducation.

Le fait que 37% des agriculteurs en conventionnel prennent surtout conseil auprès des vendeurs d'intrants, contre seulement 5% des agriculteurs en agri-biologique, est également un point important qui renvoie à la réforme du système de conseil en production agricole. En effet, un vendeur de pesticides est évidemment peu incité à amener les agriculteurs à utiliser des pratiques économes en pesticides (Carpentier, 1995 ; Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002). Cette relation particulière entre les distributeurs d'intrants et les agriculteurs est également un facteur de « verrouillage » en défaveur de l'adoption de pratiques économes en intrants.

L'idée des freins « culturels » à l'adoption de pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles trouve des arguments dans le fait que 87% des producteurs en conventionnel sont issus du milieu agricole contre seulement 43% des producteurs en agri-biologique. Enfin, bien que du conseil privé spécialisé en protection des cultures existe, 37% des producteurs en conventionnel se tournent principalement vers l'agri-fourriture pour obtenir des conseils, ce qui peut illustrer l'intérêt des stratégies de conseil pour les fournisseurs d'intrants chimiques.

Dans la même optique que celle de Cowan et Gunby (1996), Carpentier, Guyomard et Le Mouél (1998) utilisent les travaux de Milgrom et Roberts (1990)¹⁸ et Milgrom, Qian et Roberts (1991) sur les relations entre complémentarités et *path dependence* pour montrer que le développement de lutte chimique au détriment des autres formes de protection phytosanitaire peut certainement être expliqué par l'existence de fortes complémentarités techniques et stratégiques entre les différents éléments composant les techniques de l'agriculture intensive.

L'idée du *lock in* est elle-même liée à celle de *path dependence* (dépendance vis-à-vis de l'histoire). Une option technologique a pu s'imposer par le passé pour des raisons conjoncturelles, mais le fait que cette option ait été choisie peut ensuite, sous certaines conditions, déterminer l'évolution ultérieure de la technologie. Dans ce cas, l'évolution technologique en cours de développement est *path dependent* dans le sens où si une autre option avait été initialement choisie, l'évolution technologique aurait pu être différente.

Milgrom, Qian et Roberts (1991) montrent que lorsqu'une technologie caractérisée par de fortes complémentarités techniques s'impose à un moment donné, elle est à l'origine d'une évolution qu'il est difficile de modifier.

Différentes études agronomiques montrent que les pesticides, les fertilisants, les types de semences sélectionnées, les dates de semis et les densités de semis, ... sont très complémentaires au sein de la production agricole, notamment en grandes cultures (e.g., Meynard, 1991 ; Viaud, 1994). Les semences productives sont souvent peu résistantes et requièrent une protection chimique. L'utilisation d'engrais favorise l'obtention de rendements élevés mais également le développement d'adventices. Des semis précoces allongent la durée de développement et de croissance des cultures, ce qui accroît l'efficacité des engrais mais expose les cultures à de nouveaux déprédateurs. Une densité de semis élevée accroît l'efficacité des engrais mais favorise le développement des maladies affectant les cultures. En outre, la simplification des rotations culturales (spécialisation) favorise les phénomènes d'apprentissage et par conséquent, accroît la maîtrise des pratiques culturales par les agriculteurs. Mais elle accroît également le risque de certaines infestations, notamment lorsque la plante culture est l'hôte ou la nourriture privilégié de certains déprédateurs.

Cette complémentarité fait que les agriculteurs sont très demandeurs des intrants chimiques et des innovations permettant de les utiliser au mieux puisque l'utilisation de chacun d'entre eux renforce les effets des autres. Cette demande de la part des agriculteurs tend alors à stimuler l'offre de ces produits et de ces innovations.¹⁹ Cette offre s'accroissant, elle renforce à son tour les complémentarités entre les produits concernés au sein de la production agricoles. Ce renforcement des complémentarités entre intrants tend alors à stimuler un accroissement de leur demande ... La complémentarité entre intrants au sein de la production agricole peut donc être à l'origine d'un « effet boule de neige » tendant à

¹⁸ Qui concernent le développement des technologies de l'information.

¹⁹ On retrouve ici la notion d'innovations induites (Hayami et Ruttan, 1985 et 1998).

l'accroissement de l'intensité des pratiques culturales pour l'utilisation d'intrants chimiques. Il suffit en fait que ce processus soit amorcé.

Le mécanisme décrit ci-dessus suggère que le soutien des prix agricoles mis en place dès l'origine de la PAC a pu être un facteur décisif de l'évolution du secteur agricole européen, des secteurs produisant les intrants agricoles chimiques et le secteur du conseil agricole. Le processus d'intensification des pratiques culturales, initialement amorcé par le soutien des prix agricoles et certaines découvertes dans le domaine phytosanitaire, s'auto-entretient ensuite de lui-même en raison des complémentarités techniques existant entre intrants chimiques et techniques de production visant des rendements élevés.

Milgrom, Qian et Roberts (1991) montrent alors qu'une fois amorcé ce type de processus ne peut être interrompu que par un choc « exogène ». Dans le cas présent, ce choc pourra peut-être venir des réformes récentes de la PAC ou de la mise en œuvre d'une politique ambitieuse de régulation des pollutions d'origine agricole. Bien entendu, cette analyse demeure théorique mais trouve un écho dans l'observation de l'évolution de l'agriculture européenne.

En dehors du rôle potentiel de la PAC sur l'évolution du secteur agricole, quatre points importants émergent de l'analyse précédente :

- Tout d'abord cette analyse met en avant le rôle des complémentarités technologiques entre fertilisants, pesticides et semences productives. Elle permet donc d'expliquer l'importance technique des pesticides chimiques dans un système de production qui ne peut s'affranchir d'une protection phytosanitaire très efficace. L'idée de *lock in* technologique trouve donc ici un argument dans la cohérence des pratiques de production intensive.
- De même, cette complémentarité technique forte peut être importante pour l'analyse des politiques de régulation des pollutions générées par les engrais et les pesticides. En effet, puisque les utilisations d'engrais et de pesticides sont actuellement techniquement complémentaires, il peut être difficile de réduire l'utilisation de pesticides sans réduire l'utilisation d'engrais et en corollaire de réduire les rendements obtenus.
Cette complémentarité peut être vue comme une contrainte ou une opportunité. Cette complémentarité est à l'origine d'une contrainte s'il est seulement souhaité de réduire les pollutions par les pesticides sans réduire les rendements. Cette complémentarité peut être vue comme une opportunité s'il est envisagé de réguler conjointement les pollutions par les pesticides et les pollutions par les fertilisants.
Peu d'études ont abordé cette question, tout au moins aucune ne l'a fait en profondeur.
- L'analyse précédente met en avant le rôle des complémentarités techniques. Cependant, il semble que le mécanisme présenté peut également être renforcé par des complémentarités plus stratégiques que techniques. En France le négoce des produits agricoles est souvent lié à celui des intrants chimiques (notamment au sein des coopératives), voire à l'offre de conseil technique. Là encore, ces activités apparaissent comme complémentaires, ne serait-ce que d'un point de stratégique (notamment pour le conseil), ce qui peut participer aux mécanismes présentés précédemment en les renforçant. Malheureusement, là encore nous n'avons pas trouvé beaucoup d'études concernant les relations entre la production agricole et les secteurs en amont et en aval de l'agriculture (Carpentier, 1995 ; Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002).
- Enfin, la cohérence des mécanismes présentés et l'importance des enjeux concernés plaident pour une politique de long terme en matière de régulation des pollutions d'origine agricole. Cet aspect temporel est d'autant plus important que les objectifs de régulation sont ambitieux, *i.e.* qu'ils sont susceptibles d'avoir des effets significatifs sur l'utilisation d'intrants chimiques, donc sur la production agricole et finalement sur les secteurs de la distribution des intrants chimiques et du négoce des produits agricoles. La réduction de l'utilisation des pesticides n'engendrera pas de réduction significative des rendements qu'à partir du moment où l'obtention de rendements élevés pourra se passer de pratiques culturales réclamant une protection phytosanitaire très importante.

1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses

Rares sont les articles scientifiques qui présentent et analysent les mesures mises en place à ce jour pour la régulation des pollutions par les pesticides. Ce sujet est généralement traité dans la littérature grise éditée par les ministères des états concernés (malheureusement souvent dans la langue du pays) ou par des organismes internationaux tels que la Commission Européenne ou l'OCDE. L'information disponible est donc souvent de seconde main, ce qui complique singulièrement son analyse.

Bien que non exhaustive la présentation des mesures de régulation des pollutions par les pesticides utilisées jusqu'à présent permettra tout de même de tirer quelques conclusions, notamment vis-à-vis de la relative timidité des mesures mises en place.

Bien entendu, il convient de rester prudent lors des comparaisons des effets des différents instruments sur l'agriculture des différents pays considérés. Les conditions pédo-climatiques, les cultures concernées ainsi que les mesures mises en place et non relevées sont très variables d'un pays à l'autre. En outre les résultats présentés sont souvent en tonnes de matières actives par hectare ce qui est peu indicatif eu égard à l'évolution récente du poids des matières actives mises sur le marché.

Le cas du Danemark fait l'objet d'une présentation particulière, et ce pour deux raisons. La politique mise en place dans ce pays est très ambitieuse et ... est très bien documentée.

1.4.1. Les systèmes de taxation mis en place

Peu de pays ont mis en place un système de taxation. Ils sont encore moins nombreux à avoir mis en place des systèmes de taxation à vocation environnementale, *i.e.* ont utilisé des niveaux de taxe suffisamment élevés pour avoir un impact significatif sur le comportement des agriculteurs. Aussi, dans la plupart des cas ces taxes ont essentiellement pour vocation de lever des fonds.

Dans la suite nous différencierons les termes de taxes (*taxes*) et de redevance (*charges*), bien que la terminologie économique les regroupe sous le terme de taxe. Le produit d'une taxe est reversé au budget général de l'Etat alors que le produit d'une redevance est affecté au financement de projets ou d'activités précis.

En France, la Taxe Générale sur les Activités Polluantes a été mise en place pour les pesticides en 1999. Bien que différenciée en fonction de la toxicité des produits concernés, son taux est trop faible pour avoir un quelconque impact incitatif. Le gouvernement actuel envisage de supprimer cette taxe.

En Belgique, une taxe sur les pesticides a été discutée et définie (assise sur la toxicité des matières active) mais n'a jamais été prélevée.

La Finlande impose une taxe de 3,5% sur le prix des pesticides.

Dès 1984, la Suède a mis en place une redevance sur le prix des pesticides dont le produit est destiné au financement de mesures de réduction de l'utilisation agricole de pesticides (dont le conseil et la R&D). En 1994 cette redevance a été transformée en taxe et portée à l'équivalent de 5 à 8% du prix des produits phytosanitaires. Cette taxe est assise sur la masse de matière active par dose utilisée à l'hectare.

La Norvège a mis en place une taxe de l'ordre de 15,5% du prix des pesticides en 1998. Ce système de taxation a été modifié en 1999 en un système de taxation différencié selon la toxicité et l'écotoxicité des produits. Le taux de taxation a été porté, en moyenne, à 31% du prix des pesticides. L'assiette du système norvégien de la taxation est assez original. Bien que prélevé par les vendeurs de pesticides, le niveau de taxation est basé sur la dose recommandée par hectare de chaque produit (en moyenne pondérée selon les recommandations régionales). Aussi le taux de taxe de base est de 1,7\$ par hectare auquel s'ajoute 1,6\$ par hectare pour le financement de la procédure d'homologation.

Aussi, un agriculteur utilisant un pesticide peu toxique dans les doses recommandées est donc taxé à hauteur de 3,3\$ par hectare. Pour les pesticides les plus nocifs, ce montant passe à 15,2\$ par hectare. S'il utilise plusieurs pesticides, il paie une taxe pour chacun d'entre eux. Par ailleurs, les pesticides à usage non commercial sont taxés à hauteur de 85\$ par hectare. Les pesticides prêts à l'emploi pour les jardins domestiques sont taxés à hauteur de 255\$ par hectare.

Avec le Danemark, la Norvège est donc le seul pays à avoir mis en place des taxes potentiellement incitatives pour les agriculteurs. Nous n'avons pas trouvé d'études concernant les effets de la mise en place du système de taxation Norvégien.

1.4.2. Les autres mesures mises en place

1.4.2.1. Les mesures communes

Toutes les réglementations des pays développés disposent de mesures d'interdiction spécifiques sur le mode de celles visant à la protection des périmètres de captage.

En outre la plupart d'entre eux disposent de mesures locales, similaires aux Mesures Agri-Environnementales (MAE) co-financées par l'Union Européenne. Les MAE qui concernent la réduction de l'utilisation des pesticides sont peu adoptées par les agriculteurs européens.

Nous rappelons simplement ici que tous les pays développés ont mis en place une procédure similaire à la procédure d'homologation utilisée. Depuis le début des années 1990, les pays de l'UE et les Etats-Unis ont renforcé les critères d'homologation des pesticides, notamment en matière d'éco-toxicité.

1.4.2.2. Les approches plus spécifiques

Les Etats-Unis ont mis en place au début des années 90 un large ensemble de programmes menés conjointement par l'USDA (*United States Department of Agriculture*), l'EPA (*Environmental Protection Agency*) et la FDA (*Food and Drug Administration*) visant à l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, tout en limitant au maximum le recours à la réglementation et sans pertes de revenu pour les agriculteurs (Caswell, Fuglie, Ingram, Jans et Kascak, 2001). Pour ce qui concerne les pesticides, l'objectif principal était un taux d'utilisation des techniques de l'IPM (*Integrated Pest Management*) sur 75% des surfaces agricoles à l'horizon 2000 par le développement de programmes de recherche, de conseil, d'assistance technique et de subventions (assez limitées jusqu'à présent).

Par ailleurs, afin de cibler au mieux les efforts des administrations concernées et de pouvoir évaluer *ex post* les effets des mesures mises en place, différentes enquêtes ont été mises en place afin de mesurer finement les pratiques agricoles et leur évolution dans le temps. Il s'agit du *Crop Practice Survey* (pour les grandes cultures), le *Vegetal Chemical Use Survey*, le *Fruit and Nut Chemical Use Survey* et le *Area Studies Survey* (une enquête concernant l'évolution des pratiques agricoles et de la qualité de l'eau dans six grands bassins versants).

Les taux d'adoption de ces mesures ainsi que les résultats en terme de réduction de l'utilisation des pesticides ont été jugés décevants jusqu'à présent (Fernandez-Cornejo, 1999 ; Caswell *et al.*, 2001). Les raisons invoquées pour expliquer ce relatif échec sont présentées dans la partie 3. Même si ces raisons diffèrent selon les auteurs, tous s'accordent sur trois points : le rôle du conseil et de la formation des agriculteurs ; le rôle des mesures transitoires visant favoriser l'adoption (et non l'utilisation) de pratiques économes en intrant et le fait que certaines techniques sont plus adaptées à certains contextes pédo-climatiques que d'autres.

Lichtenberg (2004) insiste plus particulièrement sur le faible coût de la lutte chimique. Khanna et Zilberman (1997), Aldy, Hrubovcak et Vasada (1998) et Isik et Khanna (2003) mettent en évidence à

la fois le rôle du coût de la lutte chimique et le rôle potentiel du caractère plus risqué des pratiques économes en pesticides.

J. Fernandez-Cornejo²⁰ est l'économiste de l'USDA spécialiste sur la question des pesticides. De manière générale, il insiste sur le rôle de la recherche, du développement et du conseil. En particulier, il s'est exprimé contre l'utilisation de taxes sur les pesticides (Fernandez-Cornejo, Jans et Smith, 1998). La taxation des pesticides n'est pas évoquée dans les publications de l'USDA que nous avons consulté.

Par ailleurs, les Etats-Unis comme les Pays-Bas, mettent l'accent sur la sensibilisation des consommateurs aux problèmes liés aux pollutions d'origines agricoles et sur les politiques d'éco-labels afin de favoriser la consommation de produits « verts ». Une telle politique est envisagée au Danemark.

Les Pays-Bas ont en 1991 annoncé un objectif de réduction des utilisations de pesticides de 50% du tonnage de matières actives en 2000 par rapport à la situation 1984-1988. L'instauration d'une taxe faisait partie des politiques envisagées pour atteindre cet objectif. Mais à la demande du secteur des pesticides et du secteur agricole, l'Etat néerlandais a renoncé à l'idée de la taxation et a préféré laisser les agriculteurs et les producteurs et vendeurs de pesticides s'organiser. L'Etat néerlandais conservait la menace de la taxe en cas d'échec de cet accord volontaire par rapport à l'objectif. En 2000 l'objectif était presque atteint (-46%) mais essentiellement grâce à la réduction de l'utilisation de désinfectants du sol (-68%) et à l'interdiction de l'utilisation de certaines matières actives (de Jong, de Snoo et Loorij, 2001).

Un nouveau programme est en préparation avec pour objectif la réduction de 95% de l'effet des pesticides dans l'eau à l'horizon 2010 relativement à la référence 1998. Les modes d'action envisagés sont la promotion des éco-marchés et un certain nombre d'obligations réglementaires visant à l'adoption des techniques de protection intégrée et raisonnée.

Certains pays, comme la Suisse, l'Allemagne et le Danemark (et à un degré moindre, le Royaume-Uni) se sont engagés sur la voie du développement de l'agriculture biologique ou, tout au moins, de l'utilisation de la production intégrée. En particulier, la Suisse s'appuie sur un système de subvention visant à inciter les agriculteurs à utiliser les pratiques de l'agriculture raisonnée et de l'agriculture biologique.

Enfin le Royaume-Uni s'engage actuellement sur la mise en place d'un accord volontaire similaire à celui utilisé par les Pays-Bas sur la période 1991-2000. Cependant, les modalités et les objectifs assignés à cet accord sont encore en débat dans le cadre d'un Forum mis en place à cet effet. Comme dans le cas des Pays-Bas, la menace en cas d'échec consiste en l'instauration d'un système de taxation.

1.4.3. Le cas du Danemark

Le Danemark est le pays européen qui a mis en place les mesures les plus ambitieuses en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Le plan d'action comprenant trois phases, la troisième étant actuellement en vigueur.

1.4.3.1. Phase 1

²⁰ Ses nombreux travaux à propos de l'adoption et des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides sont cités dans les références.

La première phase a été mise en place en 1986 avec pour objectif de réduire les utilisations de pesticides de 50% en tonnage de matières actives et la fréquence des traitements de 50% sur la période 1986-1997.

Les mesures adoptées comprenaient :

- En 1986, une taxe de 3% sur le prix des pesticides a été introduite parallèlement à des mesures spécifiques : développement de la R&D, du conseil et de la formation (obligatoire) des agriculteurs, déclaration des zones les plus sensibles en tant que zones sans pesticides, aides à la conversion à l'agriculture biologique (co-financées par l'UE) et tenue d'un cahier de traitement phytosanitaire.
- En 1996 un nouveau système de taxation a été mis en place sur le prix des pesticides : 13% pour les herbicides et les fongicides, 27% pour les insecticides. Une baisse des taxes foncières a parallèlement été consentie aux agriculteurs pour amortir les effets de la taxe.
- Le revenu de la taxe a en partie servi à financer la R&D, le conseil, ...

Les objectifs en terme de tonnage de matière active ont été atteints, grâce notamment à l'abandon et l'élimination des molécules les plus lourdes et à la diminution de 11% de la surface arable. Bien que très variables, les fréquences de traitement ont néanmoins peu diminué.

1.4.3.2. Phase 2

En 1997, le gouvernement danois a créé le comité Bichel (comité d'experts), chargé d'estimer les conséquences de différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides (dont la conversion à l'agriculture biologique). Les conclusions du comité Bichel ont été rendues en 1999 et ont abouti à la mise en place du second plan d'action en 2000. L'objectif affiché est de réduire la fréquence des traitements de 2.4 à 1.7 à l'horizon 2009, objectif pour lequel peu de conséquences négatives sont attendues au niveau du secteur agricole.

Des étapes intermédiaires sont prévues dont l'objectif de 2 traitements pour 2002. En fonction du respect des étapes intermédiaires les mesures en place sont susceptibles d'être adaptées.

Sans réelle surprise, les exploitants les plus touchés par les mesures mises en place sont les producteurs de pommes de terre, betteraves et semences et les horticulteurs. Ceci est lié aux possibilités limitées d'alternatives aux pesticides chimiques pour la production de ces cultures fragiles. Les horticulteurs sont d'autant plus concernées qu'ils font une utilisation intensive de pesticides sur de petites surfaces. Les compensations financières pour atténuer le coût de la taxation consiste en une exonération partielle des taxes foncières.

1.4.3.3. Phase 3

Le troisième plan d'action a été adopté en 2003, l'objectif de 2002 étant pratiquement atteint (2.04 traitements).

Les mesures adoptées sont dans le prolongement de celles adoptées en précédemment avec une augmentation du niveau des taux de taxation en 1998: 54% pour les insecticides et 33% pour les fongicides et les herbicides.

1.4.3.4. Les principales qualités de la politique danoise

La politique danoise possède des caractéristiques qui en font un exemple de politique ambitieuse menée prudemment et apparemment avec une certaine efficacité :

- Elle a été mise en place dans une perspective de long terme, selon une progression définie *a priori* et avec des objectifs, parfois arbitraires, mais simples à vérifier. La consultation d'un comité d'experts et le recueil de données semble avoir été crucial.

- Elle s'appuie sur une logique d'incitations financières (taxation partiellement compensée) menée sur l'ensemble du territoire complétée par des mesures locales plus coercitives (interdiction de traitement sur 8 000 hectares situés en zones sensibles) ou plus coûteuses mais intégrées aux dispositifs européens (aides co-financées à 50% par l'UE à la conversion à l'agriculture biologique pour 180 000 hectares). En outre, les agriculteurs en faute vis-à-vis des règlements environnementaux encourent des sanctions pénales.
- Elle s'appuie de manière prioritaire sur la formation des agriculteurs, la fourniture de conseil et le développement de la R&D. Ces éléments sont considérés comme essentiels à la maîtrise des techniques de protection phytosanitaire (voire des techniques de production agricoles) économes en pesticides.

Les évolutions envisagées de cette politique respectent cette cohérence :

- Il est envisagé de d'adapter le système de taxation afin de rendre plus efficace en matière environnementale. Le système norvégien pourrait servir d'exemple.
- Les objectifs d'accroissement de la sensibilité environnementale des consommateurs et de développement des productions agri-biologiques sont parfaitement cohérents.

Enfin, le gouvernement danois a parallèlement mis en place une politique de régulation des pollutions azotées (et phosphorées) également très ambitieuse. Il est probable que ces deux politiques ont des effets complémentaires.

1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides

1.5.1. Les procédures d'homologation

En Europe, les procédures qui régissent l'homologation de la commercialisation des pesticides sont définies dans la directive 91/414. Selon cette directive, les autorisations sont délivrées à deux niveaux (Bijman, 2000):

- Les autorisations de mise sur le marché des matières actives sont régies au niveau communautaire. Lorsqu'une matière active est autorisée, celle-ci est inscrite sur la liste positive, cette autorisation valant pour 10 ans. A partir de 2003, toutes les matières actives qui étaient homologuées avant 1993 (mise en application de la directive) ont dû être ré-inscrites sur la liste positive ou retirées du marché.
- Les autorisations pour les formulations sont accordées au niveau national et ne valent que pour des usages (i.e. cultures) précis dans des conditions précises. Les critères pour accorder ces autorisations peuvent être différents selon les pays.

Aux Etats-Unis, l'homologation des produits est régie par le *Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act* (FIFRA) qui date de 1948 et qui a connu plusieurs amendements depuis.

Une question particulièrement importante est de savoir si les décisions d'homologation s'appuient uniquement sur des critères de risque technique, ou si ces décisions sont le résultat d'une mise en balance des coûts et des bénéfices apportés par chaque produit. Avec cette dernière approche, si deux substances présentent le même niveau de toxicité, il se peut qu'une seule des deux soit autorisée si l'interdiction de celle-ci conduit à une perte économique beaucoup plus forte que l'autre. Cette question a été abordée par Cropper et *al.* (1992a ; 1992b) à partir de l'examen d'une centaine de dossiers d'autorisation déposés entre 1975 et 1989. Rappelons que sous le FIFRA, l'EPA est sensé conduire une analyse coût-bénéfice, mais il se peut qu'il y ait un écart entre le cadre initial et son application effective. L'analyse statistique montre que l'EPA conduit effectivement une analyse coût-bénéfice puisque l'estimation des bénéfices économiques liés à l'usage d'un pesticide a un effet positif significatif sur la probabilité qu'il soit accepté. Connaissant les risques d'événement grave et les bénéfices économiques liés à l'autorisation d'une substance risquée, il est possible d'estimer la valeur implicite qu'accorde l'autorité d'homologation à un événement grave. Dans le cas présent, Cropper et *al.* (1992a, 199b) ont estimé que l'EPA accorde implicitement une valeur de 35 millions de dollars pour chaque cas de cancer qui pourrait apparaître chez l'applicateur du pesticide.

1.5.2. Le coût de l'homologation

En Europe comme aux Etats-Unis, le nombre de critères pour accorder l'autorisation de mise sur le marché d'une nouvelle matière active a augmenté entre les années 70 et les années 90. Aux Etats-Unis, la part des dépenses en R&D consacrée aux tests toxicologiques et écotoxicologiques est passée de 14% à 47% entre 1972 et 1989 (Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995). Une étude récente conduite pour l'ECPA (McDougall, 2003) donne des ordres de grandeur équivalents: les coûts liés à l'homologation sont passés de 16% à 40% entre la deuxième moitié des années 70 et la première moitié des années 90. Cette dernière étude montre aussi que cette proportion est en baisse entre 1995 et 2000 : les dépenses liées à l'homologation d'une molécule sont restées peu près constantes autour de 50 millions d'euros entre 1995 et 2000 (valeur 1995), alors que les dépenses de recherche (synthèse et *screening*) ont augmenté de 20% (de 62 à 76.4 millions d'euros valeur 1995). Les dépenses totales pour le développement d'une molécule sont passées de 150 à 165 millions d'euros (valeur 1995). Ces dépenses d'homologation sont nettement supérieures à celles calculées en 1993 par l'EPA (voir

Lichtenberg, 2000) qui s'élèvent à 10.6 millions de dollars, sans qu'il soit possible de comprendre les raisons de ces écarts²¹.

Le durcissement des procédures d'homologation a conduit à un allongement de la durée d'homologation, repoussant ainsi la date de mise sur le marché du produit. Avec une durée du brevet inchangée, il en résulte une réduction de la durée pendant laquelle la firme peut commercialiser le produit pour lequel elle détient le droit de propriété. La perte de bénéfice qui en découle peut être considérée, du point de vue économique, comme un coût indirect lié au durcissement de l'homologation.

Pour limiter ce coût indirect et pour compenser l'accroissement des coûts directs, les firmes leaders ont demandé la mise en place d'un certificat supplémentaire de protection (CSP) (Hartnell, 1996 ; Nadaï, 1996). Un tel certificat conduit à un allongement de la durée pendant laquelle le détenteur du brevet peut empêcher la commercialisation de forme générique de la matière active correspondant au brevet. De tels certificats sont accordés dans le secteur pharmaceutique (États-Unis et Europe) et aux États-Unis pour les pesticides. La directive 96/1610 accorde un tel certificat en Europe pour une durée maximale de 5 années avec un certain nombre de conditions. Aucune étude n'a été publiée sur l'effet de cette directive et il est difficile d'obtenir des données sur les demandes faites par les entreprises.

1.5.3. Effets sur le nombre de substances introduites et les marchés visés

Les résultats présentés proviennent, pour l'essentiel, des publications d'Ollinger et Fernandez-Cornejo. Ces travaux s'appuient sur des données américaines qui couvrent les années 70 et 80 pendant lesquelles il y a eu un durcissement des règles d'homologation avec les amendements de 1972, 1978, 1982 et 1988 au FIFRA. Du point de vue méthodologique, les auteurs étudient les effets de l'évolution des dépenses d'homologation sur différentes variables en contrôlant pour d'autres variables qui pourraient également influencer cette variable dépendante.

Quatre principaux résultats ressortent (Ollinger et *al.*, 1998 ; Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995 ; 1998a):

- Comme le coût d'homologation est un coût fixe par matière active, on peut s'attendre à ce que les firmes diminuent le nombre de matières actives qu'elles introduisent. Le nombre de nouveaux pesticides introduits par chaque firme diminue de moitié entre le début des années 70 et la fin des années 80. Plus précisément, une augmentation de 10% du coût d'homologation conduit à une baisse de 20% du nombre de nouvelles matières actives.
- Le nombre de nouveau pesticide diminue plus nettement pour les petites cultures qui représentent des segments de marchés pour lesquels le volume de vente est faible. Entre le début des années 70 et la fin des années 80, le nombre de nouveaux pesticides (cumulé sur toutes les firmes) diminue de moitié pour les grandes cultures majeures (ex: maïs, soja) alors qu'il est divisé par 3 ou 4 pour les petites cultures (cultures maraîchères et fruitières ou "grandes cultures" représentant moins de 40 000 ha).
- Les ventes pour chaque pesticide augmentent. Cela peut être expliqué en partie par le fait que les nouveaux pesticides visent surtout les gros marchés. Une augmentation de 1% des coûts d'homologation conduit à une augmentation de plus de 10% des ventes des nouveaux pesticides.
- Le nombre de cultures pour lesquelles une autorisation est demandée pour chaque pesticide tend à diminuer. Ce résultat peut apparaître surprenant car on pouvait s'attendre à ce que les firmes introduisent moins de matières actives et qu'elles tendent à les vendre sur un éventail plus large de culture. Ce résultat est sans doute la conséquence de l'augmentation du coût d'homologation pour chaque culture additionnelle.

²¹ Comme les différentes contributions ne citent pas respectivement et ne donnent pas de détails sur leurs méthodes d'estimation, il est difficile d'expliquer ces écarts.

Ces résultats sont complétés par une étude de Courbois (1998) sur des données plus récentes (1991 et 1997). Cette analyse montre en particulier que le nombre de produits homologués sur chaque culture a augmenté, quel que soit le type de culture. Ce résultat tend donc à être contradictoire avec le deuxième résultat évoqué plus haut, montrant que les effets mis en évidence par Ollinger et Fernandez-Cornejo sont peut-être spécifiques de la période étudiée.

1.5.4. Effet sur la toxicité des nouveaux pesticides

L'introduction de règles plus strictes pour l'homologation de nouveaux pesticides devrait conduire à une baisse de la toxicité des nouveaux pesticides. Certains auteurs ont cependant expliqué que des effets indirects négatifs pouvaient cependant apparaître. L'argument peut être résumé ainsi²²: l'augmentation des coûts d'homologation conduit les firmes à développer des pesticides qui sont efficaces (et d'une certaine manière toxiques) sur une gamme plus large de bioagresseurs. Ces produits plus toxiques pourraient cependant être autorisés si l'homologation s'appuie sur une analyse coût bénéfique, puisqu'ils apporteraient un bénéfice économique plus important.

Les données montrent cependant que l'effet direct sur la baisse de toxicité est dominant. Globalement, la part des ventes réalisée avec les produits de la classe la plus toxique²³ diminue entre 1972 et 1989, l'effet lié au durcissement des règles d'homologation étant significatif (Ollinger et Fernandez-Cornejo, 1995 et 1998a). Ce résultat est aussi confirmé par Courbois (1998) sur des données plus récentes.

1.5.5. Effet sur la structure industrielle

Ollinger et Fernandez-Cornejo (1998b) montrent que l'accroissement des dépenses d'homologation a eu deux effets sur la structure industrielle:

- Le nombre de firmes sur le marché a eu tendance à diminuer car chaque firme doit faire face à des coûts fixes croissants pour ce qui concerne la recherche et l'homologation. La baisse du nombre de firme résulte d'une série de fusion et acquisitions entre les acteurs en place.
- Les acquisitions ont en grande partie été réalisées par des firmes européennes, ce qui a conduit à une augmentation de la présence de celle-ci sur le marché américain. De la même manière, la part des ventes réalisées en dehors des Etats-Unis par les firmes américaine a augmenté. Les firmes cherchent donc à amortir leurs coûts fixes par la vente de leurs produits sur l'éventail le plus large de pays.

Aucune étude équivalente n'a été conduite depuis, mais certains commentaires peuvent être faits. Nous avons noté plus haut que l'accroissement des dépenses de recherche et d'homologation s'est poursuivi dans les années 90 (McDougall, 2003). La concentration a également nettement augmenté puisque 80% des ventes mondiales sont réalisées par 6 firmes alors qu'elles étaient 13 en 1991 (Lemarié, 2003). Tout laisse penser que le premier résultat indiqué plus haut devrait être confirmé. En revanche, l'internationalisation des firmes n'a sans doute pas tellement augmenté, car l'essentiel a été réalisé dans les années 80.

²² Voir Ollinger et Fernandez-Cornejo (1995).

²³ Aux Etats-Unis, il existe quatre classes de toxicité, numérotée de I à IV, la classe I étant la plus toxique.

1.6. Remarques conclusives

1.6.1. Les principaux apports de l'économie pour l'analyse des problèmes de pollution

Une politique de régulation des pollutions par les pesticides ne peut pas être conçue sur la seule base d'une analyse économique, aussi complète soit-elle. Cependant l'analyse économique peut éclairer la décision publique sur de nombreux points.

Dans ce contexte, le principal avantage de l'analyse économique est de mettre en évidence les mécanismes économiques dont le rôle est fondamental pour comprendre les effets de l'intervention publique. En ce sens, elle permet de poser clairement les arbitrages économiques en jeu pour la définition des objectifs de régulation et pour la conception de la politique de régulation à mettre en place pour atteindre ces objectifs.

Les agriculteurs utilisent des pesticides parce qu'ils estiment que l'utilisation de ces intrants leur permet d'atteindre leurs objectifs en terme de revenu, de production d'aliments pour leur cheptel, ... Aussi, mettre en place des mesures visant à limiter l'utilisation des pesticides des agriculteurs se fera au détriment des objectifs de ces derniers. Cette politique aura bien entendu un impact économique sur les autres secteurs dont l'activité dépend de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. Les producteurs d'eau potable bénéficieront d'une baisse de leurs coûts de production. Les distributeurs de pesticides verront leur activité, et donc leurs revenus, diminuer. En raison des mécanismes de marché, ces mesures pourront avoir un impact sur les marchés des produits alimentaires, sur les marchés de l'eau potable, sur la balance commerciale agricole, ... Enfin, le calcul économique permet d'évaluer certains des bénéfices non-marchands de la réduction des pollutions par les pesticides : évaluation des effets sur la santé humaine ou sur la qualité de l'environnement.

L'analyse économique permet donc de donner des éléments d'appréciation quant aux bénéfices de l'utilisation des pesticides et quant aux coûts sociaux de cette utilisation. Par là-même, il permet de produire des éléments d'évaluation des bénéfices et pertes liés à la réduction de l'utilisation des pesticides et propose aux pouvoirs publics des éléments d'appréciation lui permettant de définir au mieux le compromis « optimal » vis-à-vis de l'utilisation des pesticides, *i.e.* celui permet de tirer partie des avantages de l'utilisation des pesticides sans que les inconvénients de cette utilisation ne deviennent inacceptables du point de vue de la société. Bien qu'imparfaite, l'analyse coûts/bénéfices fournit un cadre pour la recherche d'une solution conforme à l'intérêt général.

Ensuite, l'analyse économique fournit des éléments quant à la conception des politiques visant à mettre concrètement en œuvre le compromis adopté. En effet, choisir les mesures les plus efficaces et les moins coûteuses pour inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides suppose que les raisonnements économiques qui conditionnent la protection phytosanitaire des agriculteurs soient bien compris. Ce point sera abordé spécifiquement dans les parties 2 et 3.

Cependant les politiques de régulation des pollutions par les pesticides, comme toute forme d'intervention publique, ont des effets sur des éléments du choix social qui échappent dans une large mesure à l'analyse économique, *i.e.* qui ne peuvent être pris en compte dans le cadre d'une simple analyse coûts/bénéfices. Par exemple, les mesures visant à diminuer les pollutions par les pesticides feront inévitablement des « perdants » et des « gagnants ». Il n'appartient pas aux économistes de choisir qui seront les « perdants » ou les « gagnants ». Là encore le rôle des économistes est d'éclairer les choix publics par l'évaluation des effets des politiques de régulation envisageables sur les éléments pertinents du choix social et par la conception de politiques de régulation permettant d'atteindre au moindre coût les objectifs environnementaux fixés par l'Etat tout en répondant aux exigences définies par le choix social en matière d'emploi agricole, les revenus agricoles, le prix des biens alimentaires, ... Les questions soulevées par le choix des instruments de régulation des pollutions par les pesticides sont abordées dans la partie 4.

1.6.2. Analyse économique des politiques de régulation des pollutions par les pesticides mises en œuvre jusqu'à présent

Le renforcement des critères d'homologation des pesticides est, pour beaucoup de pays, la seule mesure récemment mise en place pour la réduction des pollutions par les pesticides. Or cette mesure ne peut avoir qu'un impact limité puisqu'elle n'agit que sur la qualité des produits utilisés et non sur les quantités de produits utilisés. Quoiqu'il arrive les pesticides seront toujours des produits toxiques, susceptibles d'engendrer des effets néfastes sur des populations non cible. En outre la réaction de l'industrie phytosanitaire vis-à-vis de cette mesure montre qu'elle peut s'accompagner d'effets importants quant à l'éventail de l'offre des pesticides, i.e. des possibilités de protéger l'ensemble des plantes cultivées.

En fait, peu d'Etats ont jusqu'à présent mis en œuvre de politiques réellement ambitieuses pour la régulation des pesticides. Mais l'exemple danois montre que des politiques ambitieuses peuvent être mises en place pour peu que la société se donne le temps et les moyens financiers et politiques.

Le fait que peu d'Etats aient fait le choix d'une réduction importante de l'utilisation des pesticides peut simplement provenir de ce que le choix social en matière d'environnement de la plupart des Etats se fait en faveur de l'utilisation des pesticides. Selon cette explication, seuls les pays où la sensibilité environnementale est très développée et où l'utilisation de pesticides cause d'importants dommages auraient choisi de mettre en place des mesures ambitieuses en matière de réduction de l'utilisation des pesticides. La Suisse et le Danemark sont vraisemblablement dans ce cas. *A contrario* cette explication impliquerait que les pays où des mesures ambitieuses ne sont pas mises en place sont caractérisés par de faibles sensibilités environnementales et/ou par de faibles pollutions par les pesticides. Bien entendu, cette conclusion est discutable puisque l'agriculture danoise n'était pas plus intensive que celle des Pays-Bas. De même, les Etats-Unis se sont fixés des objectifs en matière d'adoption des pratiques économes (75% des surfaces) en pesticides relativement ambitieux bien que les pratiques agricoles utilisées par les agriculteurs américains soient bien moins intensive en intrants chimiques que celles utilisées jusqu'à présent par leurs homologues européens.

Mais un Etat peut également décider de ne pas intervenir sur l'utilisation des pesticides pour d'autres raisons. En effet, le revenu des agriculteurs et les dommages liés aux pollutions par les pesticides ne sont pas les seuls éléments « légitimes » du choix social. Un Etat peut décider de maintenir son niveau de production agricole pour son auto-suffisance alimentaire, pour maintenir les prix alimentaires à des niveaux modérés, ... Cependant, ces choix sont souvent peu transparents comme en attestent les débats autour de la multi-fonctionnalité de l'agriculture. En effet, la mise en place d'une politique ambitieuse de réduction des pollutions par les pesticides est compatible avec le maintien des revenus des agriculteurs, tout au moins d'un point de vue économique. Même s'ils ont utilisés des politiques différentes, la Suisse et le Danemark ont choisi cette voie. Cette question est analysée en détail dans la partie 4.

Dans tous les pays où des mesures spécifiques ont été prises, deux constantes se retrouvent :

- le renforcement des contraintes sur la toxicité/écotoxicité au niveau de la procédure d'homologation des pesticides

et :

- la mise en place de mesures visant à développer l'effort de recherche, de conseil et de formation des agriculteurs en matière de pratiques économes en pesticides.

Les modifications des critères d'homologation des pesticides est en fait la mesure la moins coûteuse *a priori*. Elle a de plus le mérite d'intervenir directement à la source du problème. Cependant, ces modifications s'accompagnent d'effets plus ou moins « pervers » qui ont été présentés dans la section 1.5.

La mise en place de mesures spécifiques pour le conseil et la formation met en évidence le rôle fondamental de l'information et du capital humain pour la maîtrise des alternatives techniques aux

pesticides, voire pour la maîtrise des pratiques culturales alternatives aux pratiques conventionnelles. Ces caractéristiques des techniques de protection phytosanitaire alternatives à la lutte chimique est un élément central pour l'analyse de leur adoption qui est présentée dans la partie 3.

Deux remarques doivent être formulées à propos de la stimulation de la recherche visant à la mise au point de pratiques culturales économes en pesticides. D'une part, jusqu'à présent les pratiques conventionnelles (dont l'utilisation importante d'intrants chimiques) correspondaient aux attentes des agriculteurs. D'autre part, le besoin de stimuler spécifiquement la recherche dans le domaine des pratiques économes en pesticides montre qu'il existe vraisemblablement un potentiel de progrès technique important dans ce domaine.

Ceci rappelle qu'une réduction importante des pollutions par les pesticides ne peut être qu'un objectif de long terme. En effet, pour que cet objectif soit atteint sans réduire de manière importante la production agricole ou le revenu des agriculteurs (ou sans être trop coûteuse pour le budget de l'Etat), il est nécessaire de laisser le temps :

- aux chercheurs de continuer à mettre au point des pratiques adaptées,
- au secteur du conseil de s'adapter

et :

- aux agriculteurs d'ajuster leurs choix de pratiques culturales.

Cette idée est également renforcée par le fait que la lutte chimique contre les ennemis des cultures n'est qu'un des éléments des ensembles cohérents de techniques que constituent les pratiques culturales utilisées jusqu'à présent. Aussi, diminuer significativement l'utilisation des pesticides passe vraisemblablement par l'adaptation des techniques des pratiques culturales conventionnelles, voire l'adaptation des relations entre d'une côté les agriculteurs et de l'autre leurs fournisseurs d'intrants, leurs fournisseurs de conseil et secteurs qui achètent les produits agricoles. Dans tous les cas, une réduction de l'utilisation des pesticides requiert une réduction de la dépendance « technique » vis-à-vis des pesticides des pratiques de production agricole utilisées en France.

Néanmoins, l'analyse de l'évolution des pratiques culturales depuis l'instauration de la PAC jusqu'à nos jours met en lumière le rôle fondamental joué par le contexte économique sur la dynamique du secteur agricole et des secteurs qui lui sont connexes. En particulier, il est maintenant admis que des rapports de prix en faveur de l'utilisation des intrants chimiques a permis l'adoption de pratiques culturales intensives par les agriculteurs. De même, il est vraisemblable que, selon un mécanisme d'innovations induites, ces mêmes rapports de prix soient à l'origine du développement progressif de ces mêmes pratiques culturales.

Aussi si certains mécanismes d'incitation économique semblent avoir joué un rôle fondamental pour l'évolution passée du secteur agricole, il n'y a *a priori* aucune raison pour que des mécanismes d'incitation économique ne puissent pas jouer un rôle important pour guider le secteur agricole vers une utilisation moindre de pesticides. C'est en tous cas l'avis de la plupart des économistes et la principale raison pour laquelle ils se prononcent souvent en faveur de l'utilisation d'instruments d'incitation économique pour la régulation des problèmes de pollution. Cette idée apparaît en filigrane tout au long de ce chapitre.

2. MICRO-ECONOMIE DE LA DEMANDE DE PESTICIDES

<u>2.1. Introduction</u>	63
<u>2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire</u> ...	64
<u>2.2.1. Le principe de rationalité</u>	64
<u>2.2.2. Comportement de court-terme : cas de la mono-production</u>	65
<u>2.2.3. Comportement de long-terme : cas de la mono-production</u>	70
<u>2.2.4. Cas de la production multiple</u>	74
<u>2.2.5. Analyses empiriques de la protection phytosanitaires : les grandes approches et leurs limites</u>	76
<u>2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides</u>	80
<u>2.3.1. Les estimations de fonctions de production</u>	80
<u>2.3.2. Les estimations de fonctions de demande</u>	81
<u>2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole</u>	84
<u>2.4.1. L'utilisation des modèles biologiques</u>	84
<u>2.4.2. L'adaptation des spécifications économétriques classiques : l'approche de Lichtenberg et Zilberman (1986)</u>	85
<u>2.4.3. Les spécifications de technologies aléatoires : l'approche de Just et Pope (1978)</u>	86
<u>2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque</u>	89
<u>2.5.1. L'idée fondatrice : l'analyse de Feder (1979)</u>	89
<u>2.5.2. Les vérifications empiriques de l'analyse de Feder (1979)</u>	92
<u>2.5.3. L'intégration de l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision</u>	93
<u>2.5.4. Critiques des modèles utilisés pour l'étude du comportement des agriculteurs face aux risques</u>	94
<u>2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole</u> ..	95
<u>2.6.1. Pesticides et les autres choix de production : complémentarités et substitutions</u>	95
<u>2.6.2. Effet des pesticides sur la qualité des produits</u>	96
<u>2.6.3. Prix des produits et protection phytosanitaire</u>	97
<u>2.6.4. Choix d'assolements, diversification des risques de production et utilisation des pesticides</u>	97
<u>2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides</u>	99
<u>2.8. Remarques conclusives</u>	104

2.1. Introduction

Avant d'analyser la littérature concernant les choix des agriculteurs en matière de protection phytosanitaire, il convient de rappeler les fondements de l'analyse micro-économique du comportement du producteur et les principes de cette analyse. Ceci permet en outre de définir un cadre formel qui sera utilisé dans toute la suite. Une présentation de la théorie microéconomique de la production peut être trouvée dans les ouvrages de Chambers (1988), Mas-Colell, Whinston et Greene (1995) pour le cas général et Just et Pope (2001) dans le cas de la production agricole.

Il n'existe pas, tout au moins à notre connaissance, de traitement systématique de la micro-économie de la protection phytosanitaire. Néanmoins, cette analyse s'inspire dans une large mesure des travaux de synthèse réalisés par Antle (1988), Zilberman et Siebert (1990), Pannell (1991), Carlson et Wetzstein (1993), Michalek (1994), Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997) et Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998)

L'utilisation d'un cadre mathématique formel permet d'explicitier les hypothèses imposées ou étudiées lors de l'analyse. Cependant, les différentes équations présentées ne constituent qu'un support pour la présentation et l'interprétation des principaux concepts de la microéconomie utilisés dans la majeure partie de ce chapitre. Le lecteur peu familier avec la modélisation peut suivre l'exposé des principales idées exposées sans avoir à analyser les équations présentées.

La suite de cette partie présente successivement les grands domaines d'analyse de la micro-économie de l'utilisation des pesticides :

- les études micro-économiques standard (duales ou primales),
- les études liées à l'adaptation des fonctions de production usuelles pour tenir compte du rôle protecteur des pesticides,
- les études intégrant le comportement vis-à-vis du risque des agriculteurs et
- les études remplaçant le rôle de la protection phytosanitaire au sein du système productif.

2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire

2.2.1. Le principe de rationalité

Le fondement essentiel de l'analyse micro-économique est le principe de rationalité. Ce principe postule que l'agriculteur, par ses choix, cherche à optimiser le revenu qu'il tire de son activité agricole. En termes plus « techniques », il maximise son revenu. Bien entendu, cette approche peut paraître restrictive *a priori*. Mais comme cela sera vu par la suite, cette définition de la rationalité du producteur peut être largement étendue pour l'analyse empirique du comportement réel des agriculteurs (prise en compte du comportement vis-à-vis du risque, vis-à-vis de l'environnement, prise en compte de la pluri-activité, des préférences en matière de loisirs,...). Ce cadre d'analyse permet de mettre en évidence les principaux déterminants économiques du comportement des agriculteurs et de poser les bases de modèles de comportements qui pourront être utilisés en simulation ou en prévision.

Dans le cas le plus simple, l'agriculteur n'a qu'une production dont la quantité est notée y qu'il vend au prix p .²⁴ Pour produire y , l'agriculteur utilise des pesticides et d'autres facteurs de production variables à court-terme (engrais, carburant, ...) en quantités \mathbf{x} achetés aux prix \mathbf{w} .²⁵ L'exploitation de l'agriculteur considéré est caractérisée par les facteurs de production fixes à court terme (travail, matériel, bâtiments, ...) en quantité \mathbf{z} (dont la terre). Les facteurs \mathbf{z} ont un coût unitaire annuel de \mathbf{v} pour l'agriculteur. Ce coût recouvre le remboursement et l'amortissement du matériel acheté. En outre, l'exploitation de l'agriculteur est caractérisée par un ensemble de conditions pédo-climatiques décrites par \mathbf{q} .²⁶

Les contraintes et mécanismes biologiques liés à la culture considérée sont résumés par une fonction de production $f(\cdot)$, qui lie les facteurs de production avec y . On considère classiquement que les dérivées premières de cette fonction de production sont positives, et l'on écrit :

$$(1a) \quad f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \text{ avec : } \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{x}} \geq 0, \quad \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{z}} \geq 0 \text{ et } \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq 0.$$

Les dernières inégalités signifient que les facteurs de production sont supposés accroître la production et que \mathbf{q} est un indicateur de qualité du site de production. La fonction f décrit la quantité maximum produite si l'agriculteur utilise les facteurs de production de court terme en quantité \mathbf{x} , s'il dispose des facteurs fixes en quantité \mathbf{z} , s'il fait face aux conditions décrites par \mathbf{q} et s'il utilise les techniques résumées par la fonction $f(\cdot)$.²⁷

L'agriculteur tire un profit π de son activité de production. Ce profit s'écrit :

$$(1b) \quad \pi(y, \mathbf{x}, \mathbf{z}) = py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}.$$

L'ensemble des combinaisons possibles de y , \mathbf{x} et \mathbf{z} est décrit par la fonction de production $f(\cdot)$. L'agriculteur est rationnel, il cherche donc à maximiser son profit, dans la limite bien entendu de ses possibilités techniques. Formellement, cela se traduit par un son programme d'optimisation sous contraintes :

$$(1c) \quad \underset{y, \mathbf{x}, \mathbf{z}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \quad \text{s.c.} \quad y \leq f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \quad \text{et} \quad \mathbf{x} \geq 0, \mathbf{z} \geq 0$$

Cet ensemble d'équations constitue le "programme de l'agriculteur". Classiquement, ce programme se résout en deux temps : à court terme et à long terme.

²⁴ La présentation, par souci de simplicité, est effectuée pour une production unique. Elle peut être étendue au cas habituel de production multiple, en remplaçant y par un vecteur de produits et p par un vecteur de prix. C'est ce que nous présentons au point 2.1.4.

²⁵ Selon la convention usuelle, les scalaires sont notés en italiques et les vecteurs en caractères gras. Aussi on a $\mathbf{x}' = [x_1, \dots, x_K]$, K étant le nombre de facteurs de production de court terme.

²⁶ En théorie, les facteurs de production peuvent être définis de façon aussi fine que désiré : types de pesticides, quantité par application, ...

²⁷ Cette fonction est également supposée concave dans les facteurs de production ce qui indique des rendements d'échelle décroissants, hypothèses généralement acceptée en production végétale.

2.2.2. Comportement de court-terme : cas de la mono-production

A court terme, les niveaux de z ne peuvent être modifiés : l'agriculteur tient pour fixes les facteurs de production que sont ses bâtiments, la main-d'oeuvre disponible, la surface qu'il peut cultiver, le cheptel, etc. Il va ajuster sa production de façon à maximiser le revenu qu'il en retire, en jouant uniquement sur les facteurs de production à court terme (x). Son programme s'écrit alors :

$$(2a) \quad \underset{y,x}{\text{Max}}(py - w'x - v'z) \quad \text{s.c.} \quad y \leq f(x; z; q) \quad \text{et} \quad x \geq 0, z \geq 0$$

Notons que la différence entre les équations (1c) et (2a) porte sur la maximisation, qui n'est effectuée dans l'équation (2a) que sur y et x . Puisque les facteurs de production accroissent la production, ce programme se simplifie en :

$$(2b) \quad \underset{y,x}{\text{Max}}(py - w'x) \quad \text{s.c.} \quad y = f(x; z; q) \quad \text{et} \quad x \geq 0, z \geq 0.$$

Dans ce cas, le coût des facteurs fixes à court-terme (z) ne jouent théoriquement aucun rôle dans les choix à court terme d'un agriculteur. Ce résultat ne tient plus dès lors que les risques de production ou de prix sont pris en compte.

Bien entendu, si les charges fixes sont trop importantes l'agriculteur décidera d'abandonner la production agricole s'il juge le revenu qu'il en tire inférieur à celui qu'il obtiendrait en exerçant une autre activité. Nous ne considérerons pas cette décision ici, tout au moins explicitement. Cependant, dans la suite nous ne nous contenterons pas d'étudier les effets des changements de politique agri/environnementale ou de techniques envisagés sur les seuls choix de protection phytosanitaire. Nous présenterons les effets de ces changements sur la profitabilité de l'activité agricole, lorsque cela sera nécessaire et possible.

Le fait que la contrainte technique $y \leq f(x; z; q)$ soit automatiquement saturée provient de la forme du programme, *i.e.* de ce que le profit est croissant en y et décroissant en x (z) alors que la production est croissante en x (z).

Cette propriété a d'importantes implications. En particulier, pour un micro-économiste elle indique qu'un agriculteur rationnel est en théorie toujours techniquement efficace au sens où il exploite au mieux la relation technique qu'il utilise. Il n'a aucun intérêt au gaspillage puisque cela se traduit par une perte de revenu.

Dans ce contexte, si la fonction de production $f(\cdot)$ est correctement spécifiée, toute déviation mesurée par rapport à l'efficacité technique décrite par la condition $y = f(x; z; q)$ résulte d'une mauvaise définition du programme sous-jacent au comportement de l'agriculteur. Autrement dit, juger ou mesurer que l'agriculteur gaspille certains facteurs de production est contraire au principe de rationalité. Si l'agriculteur agit d'une manière inefficace, cette inefficacité n'est qu'apparente et il existe nécessairement des phénomènes qui expliquent les choix observés des agriculteurs qui n'ont pas été pris en compte. Parmi les sources d'explication potentielles de l'écart entre ce que fait un agriculteur et ce qu'on estime qu'il « devrait » faire, on peut citer :

- l'oubli de certains coûts de production,
- l'omission des problèmes liés au risque ou à l'incertitude,
- l'ignorance d'objectifs propres à l'agriculteur non liés à son revenu (*e.g.*, choix de production non exclusivement basés sur des objectifs économiques mais également sur des critères liés à la protection de l'environnement, à la protection de sa santé, pour des raisons liées à l'ergonomie de son travail),
- l'omission de certaines contraintes telles que des problèmes d'accès aux marchés financiers ou des problèmes d'accès à certaines informations.

Dans la suite nous présentons les nombreux mécanismes qui peuvent expliquer l'apparente « sur-utilisation » des pesticides par des agriculteurs par ailleurs parfaitement rationnels.

2.2.2.1. Choix optimaux : offre de produit agricole et demande de facteurs de production

La résolution du programme (2b) détermine les choix optimaux des agriculteurs, *i.e.* la demande de facteurs de production de court terme :

$$(3a) \quad \mathbf{x}^{CT} = \mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$$

et l'offre de produit agricole de court terme :

$$(3b) \quad y^{CT} = y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Par construction, ces choix optimaux dépendent des prix p et \mathbf{w} , des quantités de facteurs fixes disponibles \mathbf{z} , de la qualité du site de production \mathbf{q} et de la technique de production utilisée $f(\cdot)$.

La fonction de profit de court terme, qui représente le niveau de profit atteint avec ces choix optimaux est définie par :

$$(3c) \quad \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) = py^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z},$$

Les arguments du profit de court terme sont le prix du produit p , les prix des intrants de court terme \mathbf{w} et les niveaux d'intrants qui ne peuvent être ajustés dans une logique de court terme \mathbf{z} et \mathbf{q} . La marge brute optimale à court terme est elle simplement donnée par :

$$(3d) \quad MB^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv py^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) = \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) + \mathbf{v}'\mathbf{z}.$$

2.2.2.2. La notion de productivité marginale

La forme de la fonction $f(\cdot)$ décrit les relations techniques ou agronomiques existant entre les facteurs de production et les volumes de production. Une culture dépend d'autant plus du facteur de production k , d'un strict point de vue technique, que $f(\cdot)$ est « pentue » en x_k , *i.e.* que la productivité marginale de ces produits :

$$(4) \quad Pm_k(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k}$$

est élevée. La productivité marginale de l'intrant k évaluée en \mathbf{x} correspond à l'accroissement du niveau de production consécutif à l'utilisation de la $x_k^{\text{ième}}$ unité d'intrant k , *i.e.* à ce qu'apporte en terme de produit agricole la dernière unité d'intrant k utilisée. La productivité marginale d'un intrant est généralement décroissante (tout au moins autour de l'optimum) :

$$(5) \quad \frac{\partial Pm_k(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k} \equiv \frac{\partial^2 f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k^2} \leq 0$$

ce qui indique que ce qu'apporte un intrant décroît avec l'utilisation de cet intrant. Dans le contexte de la production agricole, cette condition reflète l'idée des facteurs limitants. Lorsqu'un intrant est peu utilisé, il peut faire partie des facteurs limitants. En utiliser une unité supplémentaire accroît donc fortement la production. Lorsque cet intrant est utilisé en grande quantité, il a peu de chance de faire partie des facteurs limitants et en utiliser une unité supplémentaire apporte peu en terme de production.

Dans le cas des pesticides, cette productivité marginale est d'autant plus élevée que :

- la culture est naturellement sensible en quantité et/ou en qualité aux problèmes sanitaires (horticulture, maraîchage, ...),
- les caractéristiques du site de production sont médiocres en matière sanitaire,
- les pesticides sont efficaces contre leur déprédateurs-cibles,

et/ou :

- les techniques de production utilisées sont intensives (rotations culturales simplifiées, densité élevée des semis ou des plantations, fertilisation importante, variétés productives et peu résistantes, ...).

2.2.2.3. Les effets des prix sur les choix des agriculteurs

On montre que la demande de court terme d'un facteur décroît en fonction de son prix :

$$(6a) \quad \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq 0$$

et que la production décroît (généralement) en fonction du prix des intrants :

$$(6b) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{w}} \leq \mathbf{0},$$

croît en fonction du prix du produit :

$$(6c) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0$$

et des niveaux de facteurs de production de long terme disponibles et des conditions de production :

$$(6d) \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{z}} \geq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq \mathbf{0}.$$

De plus, il existe toujours au moins un intrant dont l'utilisation optimale croît avec le prix de la production :

$$(6e) \quad \exists k = 1, \dots, K \quad \text{tel que :} \quad \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

Lorsque la nomenclature des intrants utilisée est agrégée, *i.e.* lorsque les intrants sont regroupés par fonctions, l'utilisation optimale des différents intrants croît en p . C'est le cas pour la protection phytosanitaire lorsque les principaux types de pesticides utilisés sur la culture considérée sont agrégés par fonction (herbicides, insecticides, fongicides, ...).²⁸

Cette propriété conduit à remarquer l'influence des soutiens des prix de la Politique Agricole Commune (avant 1992) sur l'utilisation des pesticides (Mahé et Rainelli, 1987), voire l'importance de ces produits dans les cultures spéciales (viticulture, horticulture, maraîchage, ...).

L'utilisation de facteurs de production tels que les pesticides est principalement déterminée par leur prix (propriété 6a) et le prix du produit agricole. Cependant, puisque le profit est linéaire dans les prix, seuls les rapports de prix comptent pour la détermination des choix optimaux (*e.g.*, si dans le programme (2b) tous les prix étaient multipliés par 2, les mêmes solutions seraient obtenues). Qu'un agriculteur calcule en Euros ou en Francs, il fera les mêmes choix.

Toutes choses égales par ailleurs les pesticides sont d'autant plus utilisés que le rapport des prix de ces produits sur celui de la production considérée est faible. Ceci conduit à analyser avec une certaine prudence les comparaisons d'utilisations de produits phytosanitaires entre pays, ce rapport de prix pouvant être très différent d'une région du Monde à une autre, notamment en raison des interventions publiques sur les prix agricoles.

Cette propriété des demandes peut être simplement analysée à partir de l'équation caractérisant le choix optimal d'un intrant k . A l'optimum, la condition du premier ordre d'une solution intérieure (*i.e.*, non nulle) pour l'intrant k du programme de maximisation (2b) est donnée par :

$$(7) \quad p \frac{\partial f(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial x_k} = w_k \quad \Leftrightarrow \quad p Pm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) = w_k.$$

Cette équation indique qu'à l'optimum (lorsque \mathbf{x} est à son niveau optimal \mathbf{x}^{CT}), la productivité marginale en valeur $PVm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv p Pm_k(\mathbf{x}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$ d'un intrant k est égale à son prix w_k . Cette condition signifie qu'à l'optimum, la dernière unité d'intrant k utilisée rapporte autant à l'agriculteur que ce qu'elle lui coûte. Montrer de manière heuristique que cette équation est une condition

²⁸ La propriété (6^e) indique qu'il peut exister des intrants dont la demande diminue avec l'augmentation du prix du produit agricole. Ce phénomène se produit lorsqu'une nomenclature (rarement disponible !) très fine des facteurs de production est utilisée, *i.e.* lorsque \mathbf{x} contient des facteurs très substituables entre eux.

d'optimalité est relativement aisé compte-tenu de la condition (5). Si, à partir du choix optimal \mathbf{x}^{CT} , l'agriculteur décidait de diminuer d'une unité (petite) la quantité d'intrant k , d'un côté il économiserait $w_k \in$ d'intrants k , mais de l'autre il perdrait $pPm_k(x_k^{CT} - 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \in$ en terme de valeur produite. Compte-tenu de la décroissance la productivité marginale de l'intrant k , on a :

$$pPm_k(x_k^{CT} - 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq w_k.$$

Cette inégalité montre que réduire les quantités d'intrant k utilisées par rapport à l'optimum conduit à perdre plus en terme de production qu'à économiser en matière de dépense d'intrant k .

A l'inverse, si l'agriculteur décidait d'utiliser une unité d'intrant k supplémentaire, d'un côté il gagnerait $pPm_k(x_k^{CT} + 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \in$ en terme de valeur produite, mais de l'autre il augmenterait ses dépenses d'intrants k de $w_k \in$. La décroissance de la productivité marginale de l'intrant k , montre alors qu'on a :

$$pPm_k(x_k^{CT} + 1, \mathbf{x}_{-k}^{CT}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \leq w_k.$$

Cette inégalité montre que l'agriculteur n'a pas intérêt à utiliser plus d'intrant que la quantité optimale définie par x_k^{CT} . Puisque l'agriculteur perdrait à utiliser plus ou moins d'intrant k que la quantité x_k^{CT} , x_k^{CT} est bien la quantité optimale d'intrant k qu'il doit utiliser.

Si la dernière unité d'intrant k apporte autant en terme de revenu brut que ce qu'elle lui coûte, les quantités d'intrant k utilisées jusqu'à cette dernière unité accroissent plus la production en valeur que ce qu'elles coûtent, ce qui conduit à un profit ou revenu net positif pour l'agriculteur.

Conformément à l'intuition, le profit de court terme décroît en \mathbf{w} :

$$(8a) \quad \frac{\partial \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{w}} \leq \mathbf{0},$$

et croît en p :

$$(8b) \quad \frac{\partial \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

Le calcul des effets représentés par (8a) et (8b) est important pour comparer l'impact de différentes mesures économiques et/ou environnementales sur le revenu des agriculteurs, et par suite sur l'activité agricole elle-même et l'acceptabilité de ces mesures.

De même, si \mathbf{q} est effectivement un indicateur de la qualité agronomique du site d'exploitation comme l'indique la condition :

$$\frac{\partial f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq \mathbf{0},$$

alors on montre qu'un producteur bénéficiant de bonnes conditions dégagera plus de marge brute qu'un producteur bénéficiant de moins bonnes conditions :

$$(8c) \quad \frac{\partial MB^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})}{\partial \mathbf{q}} \geq 0.$$

Ceci dit, il convient de remarquer qu'une partie des bénéfices liés à la qualité agronomique des terres est captée dans le prix de location ou d'achat de la terre.

2.2.2.4. La notion d'élasticité-prix

Dans l'optique de l'estimation des effets des politiques de taxation, il est usuel de calculer ce que les économistes appelle des élasticités-prix, de court-terme ici. Pour un facteur de production k , trois types d'élasticités peuvent être définies :

l'élasticité-prix propre :

$$(9a) \quad \theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln w_k},$$

l'élasticité par rapport au prix du produit :

$$(9b) \quad \theta_{pp}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln p}$$

et les élasticités-prix croisées par rapport aux prix des autres intrants (variables ici) :

$$(9c) \quad \theta_{kl}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})]}{\partial \ln w_l}$$

L'élasticité prix-propre de l'intrant k , $\theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$, mesure l'évolution en % de l'utilisation (optimale) de l'intrant k , $x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$, suite à une augmentation de 1% de son prix w_k . Les autres élasticités s'interprètent de la même manière.

On définit de manière analogue des élasticités décrivant l'effet des prix p et \mathbf{w} sur l'offre du produit agricole :

$$y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$$

Compte tenu de ce que la demande d'intrant k est décroissante en w_k (propriété 6a), l'élasticité prix-propre d'un intrant est toujours inférieure ou égale à 0. Schématiquement, l'élasticité-prix propre d'un intrant est faible en valeur absolue si :

- cet intrant est très important techniquement, *i.e.* si la production décroît très rapidement lorsque que l'utilisation de cet intrant diminue *ceteris paribus*

et/ou si :

- cet intrant n'a pas de substitut économiquement viable, *i.e.* s'il n'existe pas de moyen de se passer de cet intrant pour un revenu net proche.

Le concept d'élasticité-prix propre d'un intrant pour une production peut donc être utilisé comme un indicateur synthétique de dépendance de cette production par rapport à l'intrant considéré. Plus cette élasticité est faible en valeur absolue, plus la culture considérée dépend de cet intrant. Cependant, il convient de rappeler que la dépendance alors mesurée est autant technique qu'économique.

Par exemple, si une culture est très sensible à une maladie contre laquelle on peut lutter efficacement avec un fongicide (k) et si ce fongicide est le seul sur le marché, son élasticité-prix propre sera faible en valeur absolue, voire nulle. Dans ce cas, une augmentation drastique du prix du fongicide pourrait même se traduire par un abandon de la culture considérée.

Supposons maintenant qu'une variété résistante (ℓ) de la culture considérée arrive sur le marché, deux cas se présentent. (a) Si la variété résistante est relativement bon marché dans le sens où l'agriculteur peut obtenir des marges avec la variété résistante mais sans fongicide légèrement inférieures à celles obtenues avec la variété sensible mais avec fongicide, alors l'élasticité-prix propre du fongicide deviendra élevée en valeur absolue. L'agriculteur pouvant changer de pratiques sans perdre de manière significative en terme de marge, une augmentation du prix du fongicide, même limitée, peut diminuer de manière sensible le recours au fongicide. (b) En revanche, si la variété résistante est relativement chère dans le sens où la marge avec variété sensible et fongicide est sensiblement plus importante que celle obtenue avec la variété résistante,²⁹ une augmentation limitée du prix du fongicide ne modifiera que peu le choix de l'agriculteur. Il continuera à utiliser la variété sensible avec le fongicide. Il serait nécessaire d'augmenter fortement le prix du fongicide pour que le agriculteur considéré décide de changer ses choix d'intrants. Dans ce cas, l'élasticité-prix propre du fongicide demeure faible en valeur absolue.

Cet exemple simple montre que l'élasticité-prix de la demande d'un facteur dépend autant des aspects techniques de la production agricole que du contexte économique (niveaux des rapports de prix). De même, il montre de manière heuristique que si un intrant a une faible élasticité-prix propre (en valeur absolue) est fortement taxé, l'impact négatif de cette taxe sur le profit de l'agriculteur sera important.

Le débat autour des effets des taxes sur les pesticides se focalise souvent autour de la notion d'élasticité-prix propre des pesticides. En effet, si cette élasticité-prix est faible en valeur absolue, une

²⁹ Compte-tenu des mécanismes de marché à l'œuvre, cette situation ne peut survenir que si les coûts de production et de distribution des variétés résistantes sont sensiblement plus élevés que ceux des variétés « conventionnelles ». Ces conditions sont discutables.

taxe sur le prix des pesticides aurait un effet limité sur l'utilisation de ces intrants et aurait un effet sur le revenu des agriculteurs d'autant plus négatif que le niveau de la taxe est élevé.

Les discussions que nous avons pu avoir avec nos collègues non-économistes montrent que ces derniers ont tendance à considérer que l'élasticité-prix propre des pesticides est très faible en valeur absolue. Si une seule culture est considérée et si les autres quantités d'intrants sont maintenues au même niveau (pour un rendement objectif constant), ils ont certainement raison puisqu'il existe peu d'alternatives aux pesticides chimiques, *i.e.* pour une efficacité technique et des coûts similaires. Cependant, les agriculteurs ont d'autres possibilités qu'une simple réduction de l'utilisation des pesticides pour contourner les effets d'une hausse du prix de ces produits. Ils peuvent par exemple modifier leurs pratiques culturales pour rendre leurs cultures moins dépendantes de l'utilisation des pesticides ou encore modifier leurs assolements pour éviter de cultiver les produits dont la protection phytosanitaire est onéreuse.

Il convient donc de relativiser la question de l'élasticité-prix propre des pesticides. Dans un cadre plus large que celui de cas mono-produit et des choix de production de court-terme, la dépendance de l'activité agricole face aux intrants chimiques tend à nettement diminuer. En effet, la suite de cette section montre que l'élasticité-prix propre des pesticides est plus importante à long terme qu'à court terme et dans un cadre multi-produit que dans un cadre mono-produit.

2.2.3. Comportement de long-terme : cas de la mono-production

Jusqu'à présent, seuls les choix de court-terme ont été considérés. Cependant, dans une logique de plus long terme les agriculteurs ont plus de possibilités d'ajustement par rapport à l'évolution du contexte économique. Dans ce cadre, l'agriculteur peut chercher à ajuster ses intrants fixes à court terme z , *i.e.* il peut investir en matériel voire en formation, ajuster sa main d'œuvre salariée, louer ou acheter de la terre ...

A propos de la fixité des facteurs, deux points importants doivent être soulignés ici :

- La terre est un facteur de production assez particulier. En effet, le marché de la terre est très rigide et dans des pays où elle est en quantité relativement limitée, il est plus approprié de considérer que les surfaces arables sont assez difficilement ajustables, l'idée de marchés homogènes et flexibles étant peu pertinente dans le cas de cet intrant. Néanmoins, le phénomène du retournement des prairies ou l'agrandissement continu des exploitations françaises tend à prouver que l'ajustement des quantités de terre cultivée s'opère progressivement. Enfin, même si la quantité de terre disponible est quasiment fixe à court terme pour un exploitant, ce dernier *a priori* toute latitude pour choisir ses assolements.
- Dans la mesure où de nombreux travaux de la littérature concernent l'agriculture nord-américaine, il convient de garder à l'esprit certaines différences concernant les marchés du travail européen et nord-américain. Pour diverses raisons institutionnelles, la main d'œuvre peu ou non qualifiée est relativement meilleure marché au Etats-Unis qu'en Europe de l'Ouest. De même, l'ajustement de la main d'œuvre est plus aisée aux Etats-Unis qu'en Europe de l'Ouest. Cet aspect est à considérer pour l'adoption de pratiques intensives en main d'œuvre (peu qualifiée).

Le comportement de long terme d'un agriculteur peut être formalisé sous la forme du programme suivant :³⁰

³⁰ Bien entendu, dans une logique de long terme et dans l'optique de choix d'investissements, il serait en principe nécessaire de considérer une fonction de profit inter-temporel cumulant les profits actualisés sur la période d'investissement considérée. Cependant, si ce type d'approche permet d'analyser les flux d'investissements et les comportements associés, elle requiert un examen approfondi des différentes sources d'incertitude et/ou de risque caractérisant l'investissement dans le secteur agricole ainsi que les anticipations des agriculteurs par rapport aux évolutions futures de leur secteur. Ces points débordent largement du cadre de cette introduction et seront, tout au moins en partie, abordés par la suite. L'objectif de ce paragraphe est d'analyser l'effet des possibilités de choix des agriculteurs et du contexte de prix sur leur comportement.

$$(10) \quad \underset{y, \mathbf{x}, \mathbf{z}}{\text{Max}}(py - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \quad \text{s.c.} \quad y = f(\mathbf{x}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \quad \text{et} \quad \mathbf{x} \geq \mathbf{0}, \mathbf{z} \geq \mathbf{0}.$$

Nous supposons ici, comme c'est le cas en général, que l'agriculteur a intérêt à exploiter l'ensemble des terres dont il dispose et qu'il choisit d'exploiter plutôt que d'abandonner la production. La seule différence de ce programme par rapport au programme de court-terme (2) est que dans le programme de long terme (10), le producteur peut ajuster les quantités de facteur de long-terme \mathbf{z} .

La résolution de ce programme définit les choix optimaux de long terme des agriculteurs, *i.e.* les demandes des facteurs de production qui avaient été considérés comme fixes à court terme :

$$(11a) \quad \mathbf{z}^{LT} = \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}),$$

la demande de long terme des facteurs de production variables (à court terme) :

$$(11b) \quad \mathbf{x}^{LT} = \mathbf{x}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) = \mathbf{x}^{CT} [p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q}]$$

et l'offre de long terme de produit agricole de court terme :

$$(11c) \quad y^{LT} = y^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) = y^{CT} [p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q}].$$

Ces choix optimaux de long terme définissent alors la fonction de profit de long terme :

$$(12) \quad \begin{aligned} \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) &\equiv py^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \\ &= \pi^{CT} [p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}); \mathbf{q}] \end{aligned}$$

Contrairement aux fonctions d'offre, de demande et de profit de court terme, ces fonctions ne dépendent plus de \mathbf{z} mais de \mathbf{v} , les intrants fixes à court terme étant supposés être à leur niveau d'utilisation optimal de long terme. Comme dans le cas des fonctions de court terme, la forme de ces fonctions dépend de celle de la fonction de production $f(\cdot)$.

Ces fonctions de long terme ont les propriétés décrites précédemment pour les fonctions de court terme. Mais si conceptuellement ces fonctions sont analogues à celle décrites pour le court terme, la comparaison des réactions des fonctions de long terme et de court terme face à des évolutions du contexte économique s'avère fondamentale.

Il est en effet possible de montrer que les effets des variations de certains prix sur l'offre de produit et les demandes de facteurs variables sont toujours plus importantes en valeur absolue à long terme qu'à court-terme. En particulier, l'effet d'une hausse du prix du produit sur l'offre de ce produit s'accroît dans le long terme :

$$(13a) \quad \frac{\partial y^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq \frac{\partial y^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q})}{\partial p} \geq 0.$$

De même, l'effet d'une hausse du prix d'un intrant k se traduit par une baisse de la demande de cet intrant plus importante à long terme qu'à court terme :

$$(13b) \quad \frac{\partial x_k^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq \frac{\partial x_k^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q})}{\partial w_k} \leq 0.$$

En terme d'élasticités-prix propres, cette propriété se traduit par l'inégalité :

$$(13c) \quad \theta_{kk}^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \equiv \frac{\partial \ln [x_k^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q})]}{\partial \ln(w_k)} \leq \theta_{kk}^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}^{LT}; \mathbf{q}) \leq 0,$$

les élasticités-prix propres des intrants sont toujours plus importantes en valeur absolue à long terme qu'à court terme. Ces différences entre élasticités de long terme et de court terme s'avèrent particulièrement importantes lors de la comparaison des résultats des travaux d'analyse quantitative.

Les propriétés définies ci-dessus traduisent simplement le fait que les possibilités offertes par l'ajustement à long terme de certains facteurs de production permet de mieux profiter des hausses des prix des produits agricoles et de mieux éviter les effets néfastes de la hausse du prix des intrants.³¹

³¹ Cette propriété dérive du principe de Le Châtelier-Samuelson. Schématiquement, ce principe indique que les contraintes imposées sur un programme d'optimisation se traduit par une certaine réduction des effets d'ajustement aux évolutions des paramètres de ce programme d'optimisation. Par exemple, s'il est interdit aux agriculteurs de modifier d'autres choix que

Les différences entre comportements de long terme et de court terme peuvent être illustrées à l'aide de l'exemple suivant. Si les prix des herbicides devaient augmenter de manière importante, à court terme les agriculteurs auraient relativement peu de choix si ce n'est réduire l'utilisation de ces intrants, voire modifier leurs niveaux de fertilisation et leurs objectifs de rendement. A plus long terme, ils pourraient envisager d'acheter du matériel spécifique de désherbage mécanique et de modifier leurs itinéraires techniques (adaptation des dates de semis, des pratiques de fertilisation, ...), *i.e.* d'investir dans du matériel et dans une formation spécifiques.³² De ce fait, ils pourraient rendre leurs pratiques moins dépendantes des herbicides et donc moins en utiliser.

La disponibilité de ces méthodes alternatives et/ou de ces formations peut certes poser problème à court terme ou à moyen terme. Cependant, raisonner à plus long terme offre certaines perspectives :

- D'une part, il existe actuellement des techniques de protection phytosanitaire, voire de production, permettant de limiter l'utilisation des pesticides. Ces techniques sont peu diffusées actuellement car jusqu'à présent moins rentables que les techniques conventionnelles. Cependant, dans le cas de cultures comme celles du blé, les résultats du Club des Cinq (Rolland *et al.*, 2003) montrent que de nouvelles variétés de blé résistantes à certaines maladies et associées à une fertilisation et à une protection phytosanitaire raisonnées offrent des alternatives intéressantes aux techniques utilisées jusqu'à présent. La diffusion de ces variétés et techniques pourrait être favorisée par un accroissement du coût relatif des pesticides et de la fertilisation. Autrement dit, une hausse du prix des pesticides ou/et des engrais accroîtrait la rentabilité relative de ces nouvelles pratiques et par conséquent, pourrait favoriser leur adoption à moyen terme moyennant un apprentissage des agriculteurs. Cette adoption permettrait une réduction de l'utilisation des pesticides que ne permet pas une logique de court terme.
- D'autre part, la création de nouvelles techniques de production et/ou de protection phytosanitaire peut être stimulée par ce nouveau contexte économique. Cet effet, dit des innovations induites ou de progrès technique endogène par rapport aux prix, est un effet de long terme bien connu (Binswanger, 1974, Hayami et Ruttan, 1985). Les mécanismes en jeu sont relativement simples dans l'exemple présenté ici. La hausse du prix des pesticides accroît la demande des agriculteurs pour des méthodes de lutte ou de production alternatives et des formations à l'utilisation de ces méthodes. Face à cette demande, la mise au point et la vente (sous une forme adaptée) de nouvelles méthodes de lutte (voire l'utilisation de méthodes connues mais non rentables dans l'ancien contexte économique) devient rentable et une offre se crée sous l'impulsion de précurseurs dynamiques. Le mécanisme décrit ici met en jeu un phénomène de modification du marché de la protection phytosanitaire et de la R&D du secteur privée. Il peut également mettre en jeu une réorientation de la recherche du secteur public.

Comme cela sera présenté dans les parties 3 et 4, plusieurs types de problèmes contribuent à freiner les mécanismes évoqués. Parmi ces problèmes, le plus important est certainement celui de la phase de transition de la situation actuelle (équilibre ou optimum actuel) à celle de long terme (équilibre ou optimum de long terme).

Le principal avantage de la logique de long terme par rapport à celle de court terme, c'est là un point important, est que les effets néfastes des évolutions de prix sur le profit des agriculteurs sont amortis à long terme alors que leurs effets bénéfiques sont au contraire amplifiés.

Supposons par exemple que le prix des pommes de terre vendues en été augmente fortement. Un agriculteur peut chercher à tirer profit de cette hausse de prix, soit en augmentant son rendement en pommes de terre, soit en accroissant sa sole en pommes de terre, ce qu'il peut faire à court ou moyen

celui des quantités de pesticides alors ils auront peu de possibilités d'ajustement aux effets d'une taxe sur le prix des pesticides.

³² Cependant, il convient ici de noter l'importance de la nature du changement du contexte économique. En effet, si la hausse du prix de l'intrant n'est que transitoire ou accidentelle, les agriculteurs peuvent juger ces investissements inutiles. En revanche, ces investissements seront rapidement réalisés si les agriculteurs savent ou anticipent que cette hausse du prix des herbicides sera pérenne.

terme. Le problème est qu'il lui faut également agrandir la taille de son hangar de conservation, ce qu'il ne peut faire qu'à plus long terme. Aussi, à court-terme il profitera peu de la hausse du prix des pommes de terre, il ajustera ses choix en fonction de la taille du hangar qu'il a. A plus long terme, une fois un nouveau hangar construit ou l'extension de son ancien hangar réalisée, il pourra accroître de manière significative sa production de pommes de terre et tirer pleinement profit de ce qu'il peut les vendre à bon prix.

D'un point de vu formel, cette intuition se retrouve dans les propriétés présentées ci-dessous. Imaginons une variation du prix p , qui peut prendre les valeurs p^- ou p^+ . On montre que si $p^+ > p$, alors on a :

$$(14a) \quad \pi^{LT}(p^+, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p^+, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

A l'inverse, avec $p^- < p$ on a :

$$(14b) \quad \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{LT}(p^-, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p^-, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Pour ce qui concerne le prix de l'intrant variable k , avec $w_k^+ > w_k$ on a :

$$(15a) \quad \pi^{LT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{LT}(p, w_k^+, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, w_k^+, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{z}; \mathbf{q})$$

alors qu'avec $w_k^- < w_k$ on a :

$$(15b) \quad \pi^{LT}(p, w_k^-, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{v}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, w_k^-, \mathbf{w}_{-k}; \mathbf{z}; \mathbf{q}) \geq \pi^{CT}(p, \mathbf{w}; \mathbf{z}; \mathbf{q}).$$

Dans le cas d'une hausse du prix des pesticides, durant la phase de transition où les intrants de long terme ne peuvent être ajustés, les agriculteurs subissent de plein fouet la hausse du prix des intrants supposée ici. Cet effet est évidemment d'autant plus néfaste que l'augmentation de prix est brutale et massive.

En fait, dans l'hypothèse où seul le prix des pesticides évoluerait, suite à une augmentation brutale et importante de ce prix, le revenu des agriculteurs commencerait par fortement chuter pour ensuite augmenter progressivement, suite à l'ajustement par les producteurs des niveaux de leurs intrants de long terme, pour se stabiliser à un niveau qui ne peut dépasser son niveau initial.

Dans le cas de la culture de blé, les résultats du Club des Cinq (Loyce *et al.*, 2001) montrent que les agriculteurs pourraient, en terme de marge brute, limiter assez sensiblement les effets d'une hausse du coût des engrais et/ou des pesticides en adoptant des variétés et des techniques de fertilisation et de protection phytosanitaire raisonnées. D'autres résultats, plus centrés sur le raisonnement des objectifs de rendement, de la fertilisation, de l'irrigation et de la protection phytosanitaire (Nolot et Debaeke, 2003) aboutissent à des conclusions similaires.

Dans le cadre de la mise en place de politiques incitatives, il est courant d'annoncer la mise en place des mesures avant leur mise en œuvre effective. Ceci a naturellement pour but de laisser aux agriculteurs le temps d'adapter leurs investissements à un contexte économique et/ou réglementaire dont ils savent qu'il sera en vigueur à un horizon connu. Cette démarche d'anticipation permet d'éliminer les chutes de revenu liées à la mise en place brutale de mesures de politiques contraignantes.

Dans le cadre d'une économie de marché, l'écart entre les niveaux de profits optimaux entre la situation sans taxe et celle avec taxe dépend de nombreux autres phénomènes. L'un d'entre eux est décrit plus haut, il s'agit des mécanismes d'innovations induites.

Il en existe de nombreux autres, dont les évolutions des prix des marchés connexes à celui de la protection phytosanitaire du pays où la taxe est mise en place. Ces évolutions peuvent être relativement rapides. En particulier, une hausse des coûts de production agricole se traduirait par une baisse de l'offre de ces produits dans le pays où la taxe est mise en place, donc par une augmentation du prix des biens agricoles sur le marché domestique. Cette hausse a tendance à accroître le profit des agriculteurs mais elle est amortie si le pays en question est ouvert au commerce international. Ces effets dépendent de nombreux paramètres (en particulier des élasticités-prix de la demande de ces pesticides et de l'offre des produits) et leur analyse sort largement du cadre de cette étude.

2.2.4. Cas de la production multiple

Il a été vu plus haut que, dans le cas de la mono-production, une logique de long-terme permet une meilleure adaptation à des changements du contexte économique qu'une logique de court-terme. A court terme certains ajustements ne peuvent pas être réalisés. Cette idée de plus grande flexibilité des choix ou de plus grand éventail des possibilités d'ajustement se retrouve également lorsqu'on passe d'un contexte de production unique à celui de productions multiples. En effet, les cultivateurs ont non seulement la possibilité de modifier leurs facteurs de production mais également leurs productions, *i.e.* leurs assolements.

Considérons un cultivateur dont la surface arable s peut être allouée à J cultures.³³ Pour la culture j , il utilise s_j unités de surface, des facteurs de production variables en quantité \mathbf{x}_j (achetés aux prix \mathbf{w}) des facteurs de production ajustables uniquement à long terme en quantité \mathbf{z}_j (achetés aux prix \mathbf{v}). Le vecteur des surfaces allouées est noté \mathbf{s} , celui des intrants variables :

$$\mathbf{X}' \equiv [\mathbf{x}'_1, \dots, \mathbf{x}'_j]$$

et celui des intrants fixes :

$$\mathbf{Z}' \equiv [\mathbf{z}'_1, \dots, \mathbf{z}'_j].$$

La quantité de produit j est notée y_j , son prix unitaire p_j . Etant donnée la rationalité supposée de l'agriculteur, son comportement dérive d'un programme d'optimisation qui peut être écrit sous la forme suivants :

$$(16a) \quad \underset{y, \mathbf{x}, \mathbf{z}, \mathbf{s}}{\text{Max}}(\mathbf{p}'\mathbf{y} - \mathbf{w}'\mathbf{x} - \mathbf{v}'\mathbf{z}) \quad \text{s.c.} \quad g(\mathbf{y}, \mathbf{X}; \mathbf{Z}, \mathbf{s}; \mathbf{q}) = 0 \quad \text{et} \quad \mathbf{X} \geq \mathbf{0}, \mathbf{Z} \geq \mathbf{0}, \mathbf{s} \geq \mathbf{0}, \sum_{j=1}^J s_j = s$$

avec :

$$(16b) \quad \sum_{j=1}^J \mathbf{x}_j = \mathbf{x}, \sum_{j=1}^J \mathbf{z}_j = \mathbf{z}, \mathbf{y}' \equiv [y_1, \dots, y_J] \quad \text{et} \quad \mathbf{p}' \equiv [p_1, \dots, p_J].$$

La fonction de transformation multi-produit :

$$g(\mathbf{y}, \mathbf{X}; \mathbf{Z}, \mathbf{s}; \mathbf{q}) = 0$$

décrit de manière synthétique l'ensemble des plans de production techniquement efficaces. Elle est en théorie suffisamment générale pour représenter toute forme d'effets dynamiques (rotations culturales, dynamiques inter-annuelles des infestations, ...), de jointures de production, d'effets de gamme, de contraintes agronomiques ou de contraintes dans l'utilisation de certains intrants (*e.g.*, l'agriculteur ne peut s'occuper de deux cultures en même temps, ...). En ce sens, elle généralise la notion de fonction de production en tenant compte, notamment, des effets des successions culturales ou du partage de certains intrants pour différentes productions.³⁴

La résolution de ce programme conduit aux fonctions d'offre de produits (de long terme) :

$$(17a) \quad \mathbf{y}^{LT} = \mathbf{y}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}),$$

aux fonctions de demande de facteurs de production :

$$(17b) \quad \mathbf{X}^{LT} = \mathbf{X}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \quad \text{et} \quad \mathbf{Z}^{LT} = \mathbf{Z}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q})$$

et aux choix d'allocation de la surface totale s :

$$(17c) \quad \mathbf{s}^{LT} = \mathbf{s}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}).$$

Ces choix optimaux permettent de définir la fonction de profit (de long terme) multi-produit :

$$(18a) \quad \pi^{LT} = \pi^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv \mathbf{p}'\mathbf{y}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}'\mathbf{x}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{v}'\mathbf{z}^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}),$$

des profits (de long terme) par production :

³³ Pour simplifier nous considérons ici que la surface total est fixe et que l'agriculteur est propriétaire de la terre qu'il exploite. De même, sans remettre en cause les résultats présentés ici, nous négligerons le coût de possession de la terre.

³⁴ Il est possible d'intégrer les différentes aides perçues dans le programme d'optimisation présenté ci-dessus afin de prendre en compte l'effet de ces aides dans les choix des agriculteurs (voir, *e.g.*, Guyomard, Baudry et Carpentier, 1996).

$$(18b) \quad \pi_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv p_j y_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}' \mathbf{x}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{v}' \mathbf{z}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q})$$

et des marges brutes (optimisées) par production :

$$(18c) \quad MB_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) \equiv p_j y_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}) - \mathbf{w}' \mathbf{x}_j^{LT}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; \mathbf{v}, s; \mathbf{q}).$$

Dans ce contexte, raisonner à assolement constant revient à artificiellement « rigidifier » le comportement des agriculteurs. En effet, les choix d'assolement procurent à l'agriculteur une plus grande flexibilité, tant pour le choix des productions que pour celui des facteurs de production. Cet éventail de choix lui permet d'adapter son comportement à d'importantes modifications du contexte économique conformément au principe de Le Châtelier-Samuelson évoqué plus haut. Dans l'exemple d'une hausse des prix des intrants chimiques, raisonner à assolement constant revient simplement à se priver d'une substantielle possibilité d'ajustement. Aussi, raisonner uniquement « par culture » amène à surestimer les effets négatifs de ces hausses de prix sur le revenu des producteurs.

Ces changements d'assolements sont limités par des contraintes techniques de successions culturales et se heurtent à des problèmes spécifiques lorsque de nouvelles cultures sont introduites. Les agriculteurs doivent alors acquérir du matériel spécifique, des connaissances agronomiques ou encore trouver des acheteurs. Il est cependant à noter que pour ce qui concerne ces deux derniers points, les agriculteurs sont généralement aidés par les organismes de conseil du secteur agricole (Chambres d'agriculture, Instituts Techniques, INRA, ...), les coopératives, ...

Si les effets des prix sur le profit sont relativement simples dans le cadre de ces modèles, les effets des prix sur l'offre des biens et la demande des intrants sont eux plus difficiles à analyser.

Lorsque le prix d'une seule production ou d'un seul intrant évolue cette analyse est aisée et s'apparente à celles réalisées auparavant. Par exemple, si le prix du $k^{\text{ième}}$ intrant de la production j diminue, alors la demande de cet intrant augmenterait sous l'influence de deux effets. Le premier est celui décrit auparavant dans le cas mono-produit. Lorsque la surface de la production j est constante, le coût relatif de l'intrant k diminuant l'utilisation de cet intrant tend à croître, augmentant par là même le rendement par unité de surface de la production j . On parle alors d'effet à la marge intensive. Un second effet tend à amplifier cet effet à la marge intensive. La diminution du prix du $k^{\text{ième}}$ intrant de la production j accroît le profit par unité de surface réalisé sur cette culture *ceteris paribus*. Il devient alors intéressant d'accroître les surfaces consacrées à cette culture devenue relativement plus rentable. Cet effet, dit effet à la marge extensive, tend lui aussi à accroître la demande de l'intrant k de la $j^{\text{ième}}$ culture.

Lorsque les prix de plusieurs intrants évoluent, l'analyse s'avère plus complexe. Si les pesticides de toutes les productions considérées devaient être taxés (à des taux différents), les effets à la marge intensive de ces taxes seraient évidents : les utilisations de pesticides décroîtraient pour chaque unité de surface cultivée, quelle que soit la culture considérée (effet à la marge intensive).

Les effets à la marge extensive sont plus difficiles à analyser. En effet, il peut être intéressant pour l'agriculteur de modifier son assolement afin de limiter les effets de ces hausses de coût d'intrant sur son revenu. Mais compte-tenu de ce que la totalité de sa surface doit (en général) être occupée, si la surface de certaines cultures décroît, celle d'autres cultures doit croître ce qui peut *in fine* accroître l'utilisation totale des pesticides. Aussi, compte tenu de l'évolution de la profitabilité relative des cultures et des contraintes agronomiques limitant les possibilités de choix d'assolement, l'utilisation globale de pesticides sur l'exploitation peut fortement décroître, faiblement décroître, voire dans certains cas croître. Envisager une diminution globale de l'utilisation des pesticides dans ce cas paraît néanmoins raisonnable dans la mesure où les effets à la marge intensive vont tous dans ce sens et où les effets à la marge extensive impliquent très vraisemblablement des choix orientés vers des cultures économes en matière de pesticides.

Ce point illustre d'ailleurs un des principaux problèmes auxquels font face les économistes appliqués, il s'agit du problème de l'agrégation des données disponibles pour la description, l'analyse et la modélisation du comportement des agriculteurs. D'une part, les dépenses en matière d'insecticides, d'herbicides, ... ne sont disponibles que sous la forme d'un agrégat « dépenses de pesticides ». D'autre part, et c'est certainement là le problème le plus important, ces dépenses sont considérées au niveau de l'exploitation et non par culture. Il est très rare d'obtenir des données ventilées par culture

ou des comptabilités analytiques d'exploitation. Même lorsque ces données sont disponibles, elles sont très partielles et ne permettent en aucun cas une analyse systématique des pratiques des agriculteurs.

L'objectif de paragraphe était de décrire les principaux principes et outils de l'analyse micro-économique du comportement des exploitants agricoles. Il a également permis de mettre en évidence deux points :

- l'importance des mécanismes économiques en jeu pour la compréhension des choix des producteurs, d'une part,

et :

- l'importance de l'échelle (culture, exploitation et filière) et de l'horizon de temps de l'analyse, d'autre part.

Il est possible d'illustrer ces points à l'aide de l'exemple d'une augmentation significative du prix des pesticides (*e.g.*, suite à l'instauration d'une taxe). A court terme les effets de cette augmentation devraient être limités sur l'utilisation des pesticides mais très négatifs sur le revenu des agriculteurs. Pour cet horizon temporel les agriculteurs ne peuvent réaliser que des ajustements tactiques.

A moyen terme, ils peuvent envisager des ajustements stratégiques simples comme des modifications d'assolement et des investissements spécifiques dans du matériel relativement peu coûteux.

A plus long terme, ils peuvent envisager l'adoption de pratiques (connues mais non rentables jusqu'à l'augmentation du prix des pesticides) plus économes en pesticides (protection intégrée, production intégrée, ...) moyennant un investissement en formation et des investissements matériels supplémentaires. Ces ajustements progressifs permettront aux agriculteurs d'utiliser de moins en moins de pesticides chimiques et donc de limiter l'effet de l'augmentation du prix de ces intrants sur leur revenu.

Parallèlement, il convient également de rappeler que les secteurs en amont et en aval du secteur agricole chercheront à s'adapter au nouveau contexte économique induit par l'augmentation du prix des pesticides. Ceci devrait se traduire, notamment, par une modification de l'offre de conseil et d'alternatives à la protection phytosanitaire chimique répondant à la demande des agriculteurs. Ce point sera étudié dans la partie 4.

A la suite de cette analyse, il apparaît clairement que si des objectifs ambitieux de réduction de l'utilisation des pesticides devaient être fixés, ceux-ci ne pourraient être atteints qu'à long terme compte tenu des changements de pratiques demandés aux agriculteurs. En effet si les effets de ces mesures peuvent être importants à court terme sur le revenu des agriculteurs pour des résultats médiocres en terme de protection de l'environnement, les possibilités d'ajustement qui s'offrent à plus long terme aux agriculteurs incitent à plus d'optimisme.

2.2.5. Analyses empiriques de la protection phytosanitaires : les grandes approches et leurs limites

En pratique, les concepts et outils présentés ci-dessus sont utilisés selon différentes approches. Si en théorie, il existe peu de limites pour la définition des modèles utilisables pour formaliser les technologies de production ou la rationalité des agriculteurs, l'utilisation empirique des outils de la micro-économie pour l'analyse et la modélisation du comportement des agriculteurs se heurte aux problèmes de disponibilité des données. Ces points ont été soulignés par Chambers (1988), Just and Pope (2001) et Mundlak (2001). Ils expliquent pourquoi de nombreuses études micro-économiques demeurent à un niveau théorique ou analytique visant à décrire un mécanisme économique particulier et pourquoi les études empiriques sont généralement menées pour une culture donnée et une région donnée, celles pour lesquelles des données sont disponibles.

L'objectif de ce paragraphe est de souligner les avantages et les limites des approches empiriques généralement adoptées dans l'optique d'un exemple précis : celui de la mesure de l'effet d'un accroissement du prix des pesticides sur leur utilisation par les agriculteurs. Quatre grands types d'approches peuvent être distingués :

- l'approche bio-économique,
- l'approche par exploitation-type,
- l'approche micro-économétrique et
- l'approche macro-économétrique.

Ces approches se distinguent sur plusieurs aspects :

- leurs objectifs,
- les hypothèses qui les sous-tendent,
- les données qu'elles requièrent et
- la portée de leurs résultats.

2.2.5.1. Approche bio-économique

Dans les approches bio-économiques, les fonctions de production utilisées sont soit issues d'expériences agronomiques (e.g., Nolot et Debaeke, 2003), soit issues de modèles d'élaboration de rendement. Dans ce cadre, différentes techniques de production sont d'abord testées sur champ ou simulées (diminution d'utilisation d'engrais, modification des dates de semis, ...). Les marges brutes moyennes obtenues ou estimées sont calculées puis comparées de manière à déterminer sous quelles conditions de prix ces techniques peuvent intéresser les agriculteurs. D'autres critères de comparaison des techniques telles que la variabilité estimée des rendements ou la probabilité estimée que le rendement soit inférieur à un seuil donné peuvent également être calculées.

Le principal avantage de cette approche est de pouvoir déterminer l'intérêt de techniques nouvelles, *i.e.* non encore diffusées. Cette approche permet également d'obtenir les effets de ces techniques sur des éléments précis tels que la qualité des produits (taux protéique du blé, ...) ou les effets de phénomènes particuliers tels que le développement de certaines maladies.

Ses principaux inconvénients sont liés au fait que les résultats obtenus sont souvent spécifiques à une culture, à une région et à une (ou quelques) année(s). Conduire des expérimentations sur plusieurs régions et sur une période longue est coûteux. De même, le calibrage des modèles d'élaboration de rendement requiert des données qui ne sont pas nécessairement disponibles pour une large gamme de conditions pédo-climatiques.

Enfin, les conditions sous lesquelles sont recueillies ces données sont parfois éloignées de celles d'une exploitation réelle (disponibilité de la main d'œuvre, qualité des équipements, tailles des parcelles, connaissances techniques des salariés, ...).

2.2.5.2. Approche par exploitation-type

L'approche par exploitation-type permet de pallier à l'un des inconvénients de l'approche décrite précédemment, *i.e.* au fait que les résultats ne concernent qu'une culture « isolée ». L'idée consiste alors à utiliser les résultats obtenus à partir d'approches bio-économiques ou des données recueillies dans des enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs pour les combiner dans le cadre de modèles de programmation mathématique (voir, e.g., Gohin et Chantreuil, 1999).

Le choix d'une exploitation-type, existante ou fictive, permet alors de caractériser les contraintes (agronomiques, d'utilisation d'intrants, de choix de productions, ...) spécifiques à cette exploitation sous forme de paramètres calibrés de façon à reproduire une situation de référence, généralement le contexte économique et réglementaire actuel. Il suffit alors d'utiliser les techniques appropriées de programmation mathématique pour déterminer les combinaisons optimales d'intrants et d'assolement dans différents contextes économiques ou réglementaires. Le critère retenu est dans la plupart des cas la maximisation du revenu ou de la somme des marges brutes. Déterminer les choix optimaux dans différents contextes de prix permet d'identifier les principaux effets des déterminants économiques

sur le comportement d'un agriculteur qui posséderait l'exploitation-type choisie (e.g., Falconer and Hodge, 2001). Cette approche peut être généralisée, par exemple pour tenir compte des risques de production et de l'aversion face au risque des agriculteurs (Boussard, 1987).

Les principaux avantages et inconvénients de cette approche sont analogues à ceux de l'approche par les modèles bio-économiques.

2.2.5.3. Approche micro-économétrique

Afin de contourner le problème de la comparaison des données expérimentales et des données réelles, il est possible d'utiliser les données d'enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs telles que celles issues du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) du SCEES. Ces données peuvent alors être utilisées pour estimer les paramètres des fonctions de production des agriculteurs par des techniques statistiques appropriées dans le cadre de modèles de la forme :

$$(19) \quad y_{nt} = f(\mathbf{x}_{nt}; \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0) + u_{nt} \text{ avec } E[u_{nt}] = 0.$$

L'indice n indique l'exploitation, l'indice t indique l'année considérée. Dans ce modèle, $f(\cdot)$ s'analyse comme l'espérance de production que l'agriculteur n obtient l'année t sachant que cet agriculteur utilise des intrants variables en quantité \mathbf{x}_{nt} , des intrants fixes en quantité \mathbf{z}_{nt} , s_{nt} unités de surface et que son exploitation est caractérisée par \mathbf{q}_n (qualité des sols, ...) et soumise à des conditions (climatiques) \mathbf{r}_t . La forme de $f(\cdot)$ est généralement choisie *a priori* et \mathbf{a}_0 est le vecteur de paramètres à estimer à partir des données disponibles. Des approches non-paramétriques sont toutefois de plus en plus utilisées. Disposer de données de panel (d'exploitations suivies sur plusieurs années) permet, tout au moins dans une certaine mesure, de compenser l'absence de données disponibles pour \mathbf{q}_n et \mathbf{r}_t (voir, e.g., Carpentier and Weaver, 1996 et 1997a) tout en considérant certains aspects dynamiques de la production agricole.

Les fonctions de production estimées peuvent ensuite être intégrées dans des programmes de maximisation du revenu ou de tout autre critère d'optimisation. Cette approche est dite « micro-économétrique primale ». Elle est « micro » car elle repose sur l'utilisation de données relatives à des exploitations individuelles. Elle est primale car elle utilise une fonction de production et elle est économétrique car la fonction de production utilisée est estimée à partir de données d'enquête.

Une approche alternative, dite « micro-économétrique duale », consiste à estimer directement les fonctions d'offre et de demande de facteurs (généralement de court terme) dans le cadre de modèles économétriques de la forme :

$$(20a) \quad y_{nt} = g_y(p_{nt}; \mathbf{w}_{nt}, \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0; \mathbf{c}_n, \mathbf{b}_0) + e_{y_{nt}} \text{ avec } E[e_{y_{nt}}] = 0,$$

pour l'offre de produit agricole de court terme et :

$$(20b) \quad \mathbf{x}_{nt} = \mathbf{g}_x(p_{nt}; \mathbf{w}_{nt}, \mathbf{z}_{nt}, s_{nt}; \mathbf{q}_n, \mathbf{r}_t; \mathbf{a}_0; \mathbf{c}_n, \mathbf{b}_0) + \mathbf{e}_{x_{nt}} \text{ avec } E[\mathbf{e}_{x_{nt}}] = 0$$

pour la demande de court terme d'intrants variables (voir, e.g., Vermersch, 1989).

D'un point de vue économétrique cette approche se heurte à un problème majeur : soit les prix des intrants sont mal mesurés, soit ces prix varient peu ce qui remet en cause l'identification des effets à estimer. L'avantage de l'approche duale est qu'elle permet d'étudier, avec un minimum d'*a priori*, les réponses des agriculteurs aux évolutions du contexte économique. Elle permet également de tester et d'imposer, si cela est souhaitable, toutes les implications d'hypothèses de comportement économique des producteurs (Chambers, 1988).

On peut à ce propos noter que les fonctions d'offre et de demande $g(\cdot)$ dépendent de \mathbf{a}_0 , les paramètres de la fonction de production sous-jacente et d'un nouveau vecteur de variable \mathbf{c}_n et d'un nouveau vecteur de paramètres \mathbf{b}_0 . \mathbf{c}_n décrit certaines caractéristiques de l'exploitant (âge, formation, endettement, ...) et \mathbf{b}_0 décrit les caractéristiques non mesurables des agriculteurs (attitude vis-à-vis de l'environnement, ...) qui peuvent influencer leurs choix (e.g., Dupraz, Vermersch, Henry de Frahan et Delvaux, 2003).

Comme cela a été évoqué ci-dessus, ces approches se heurtent à plusieurs problèmes.

Le premier est que l'estimation des paramètres de ces modèles repose sur les comportements observés des agriculteurs. Les paramètres estimés reflètent donc uniquement les effets des techniques utilisées par les agriculteurs. Ils doivent donc être utilisés avec prudence dans le cadre d'analyses d'effets de long terme de politiques agricoles ou environnementales.

Ensuite, pour ce qui concerne les pesticides, les seules données disponibles sont généralement les dépenses de ces intrants au niveau de l'exploitation. Travailler avec des données plus fines telles que celles disponibles dans les comptabilités analytiques des agriculteurs (données des centres de gestion, par exemple) et désagrégées, au moins par grands groupes de pesticides, permettraient d'affiner les résultats issus de ces approches. Afin de contourner ces problèmes, les micro-économistes se contentent généralement de travailler sur des systèmes de cultures simples et homogènes au niveau des échantillons dont sont issues leurs données.

Un des principaux problèmes de l'approche micro-économétrique est que, généralement, elle ne permet d'analyser que les choix de court terme des agriculteurs. Même lorsque des données de panel sont disponibles, elles ne concernent qu'un nombre limité de périodes. L'approche macro-économétrique permet d'étudier des phénomènes de long terme mais a d'autres inconvénients.

2.2.5.4. Approche macro-économétrique

L'approche macro-économétrique utilise des séries longues mais agrégées au niveau d'un pays (ou de différentes régions). Ces données consistent alors en des séries de quelques dizaines d'années décrivant les niveaux de production, les assolements, les niveaux d'utilisation d'intrants et de prix à l'échelle d'un pays (ou d'une région). Il est alors supposé que l'ensemble des exploitations agricoles du pays est agrégé en une seule. L'idée consiste alors à supposer que si chacune des exploitations est gérée selon une logique donnée, alors l'exploitation agrégée (ou exploitation représentative) est gérée de même. Aussi, ce qui est appelé approche macro-économétrique est en fait une approche micro-économétrique agrégée.

Cette approche permet d'étudier des phénomènes et mécanismes de long terme tels que les effets du progrès technique ou les mécanismes d'innovation induite (voir, *e.g.*, Fernandez-Cornejo and Pho (2002) pour le cas des herbicides aux Etats-Unis). De même, elle permet d'étudier les effets de différentes politiques économiques sur une large échelle et produit des résultats (élasticités, ...) qui pourront ensuite nourrir des modèles permettant d'étudier les effets macro-économiques de l'évolution du secteur agricole. Par exemple, les élasticités calculées dans le cadre de modèles macro-économétriques sont souvent utilisées en tant que paramètres des modèles d'équilibre général calculable permettant d'analyser les effets de ce qui se passe dans le secteur agricole sur les équilibres des marchés connexes à ceux du secteur agricole (*e.g.*, Gohin, Guyomard et Levert, 2003).

L'approche macro-économétrique est presque exclusivement duale et considère l'estimation de fonctions d'offre et demande agrégées. En dehors des problèmes inhérents à toute agrégation, ses principaux inconvénients tiennent essentiellement à deux aspects des séries longues.

Le premier est que les prix sur longue période évoluent souvent parallèlement, ce qui pose des problèmes pour l'identification de leurs effets propres.

Le second est que sur longue période beaucoup d'autres éléments que les prix affectent la demande d'engrais, de pesticides ou l'offre de céréales. Tenir compte de l'évolution de phénomènes tels que le progrès technique, l'évolution de la qualité des intrants ou des produits, ou l'évolution de la structure du secteur agricole est nécessaire pour identifier les effets du contexte économique mais s'avère difficile en pratique (Mundlak, 2001).

2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides

Nous entendons par études classiques les travaux empiriques analysant la demande de pesticides de manière symétrique à celle des autres intrants, c'est-à-dire les travaux ignorant ou négligeant les spécificités des produits phytosanitaires. Ces études peuvent être classées en deux groupes. Le premier est constitué de travaux qui analysent la demande de pesticides à travers l'estimation de fonctions de production. Le second comprend les estimations de fonctions de demande de pesticides dérivées de l'approche duale en théorie de la production.

2.3.1. Les estimations de fonctions de production

La plupart des estimations économétriques de fonctions de production intégrant l'intrant pesticide visent à estimer sa productivité marginale et, accessoirement, l'élasticité de sa demande par rapport aux variations de prix.

D'un point de vue méthodologique, ces études sont assez proches dans la mesure où elles emploient toutes³⁵ des fonctions de production simples (Cobb-Douglas) et des données d'entreprises individuelles (Fischer, 1970; Campbell, 1976 ; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992) ou d'états (Headley, 1968; Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992). Elles utilisent des estimateurs des moindres carrés ordinaires.

Tableau 2.1. Estimations de la productivité marginale espérée en valeur (\$ américain ou canadien) des dépenses de pesticides reportées dans la littérature

Etude	Données	Année(s) concernée(s) par les données	Estimations de la productivité marginale des dépenses de pesticides (\$ US ou \$ Can.)
Headley (1968)	Etats des Etats-Unis (production agrégée)	1963	Entre 3.90 et 5.66
Fisher (1976)	Producteurs canadiens de pommes	1966	Entre 2.34 et 12.80
Campbell (1976)	Producteurs canadiens de fruits	1970	Entre 11.90 et 12.78
Carrasco-Tauber et Moffitt (1992)	Etats des Etats-Unis (production agrégée)	1987	5.94
Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992)	Producteurs américains de pommes (Caroline du Nord)	1976-1978	~4.4*

* Cette estimation n'est pas directement donnée par Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992). Elle est ici calculée à partir des informations contenues dans l'article publié.

³⁵ Tout au moins celles que nous avons recensées.

Les productions étudiées sont soit des productions fruitières (Fischer, 1970; Campbell, 1976; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992), soit des agrégats de l'ensemble des productions d'un état (Headley, 1968; Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992). Elles sont toutes nord-américaines.

Bien qu'elles soient réalisées sur des données de nature assez différentes, ces estimations aboutissent à des résultats qualitatifs identiques. L'estimation de la productivité marginale espérée en valeur des dépenses de pesticides est très élevée (cf. Tableau 2.1.). Par exemple, dans l'étude classique de Headley (1968), un dollar de pesticides rapporte à la marge entre 3.90 et 5.66 dollars en terme de production. Ces estimations tendent donc toutes à montrer que la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires serait très coûteuse pour l'agriculture nord-américaine.

Puisque l'estimation de la productivité marginale espérée en valeur des pesticides est supérieure à leur coût marginal, ces derniers apparaissent sous-utilisés par rapport à leur niveau de maximisation du profit espéré. Ce résultat économétrique est en contradiction avec les avis des experts en protection des cultures. La plupart des auteurs de ces études considèrent donc que leurs calculs de la productivité marginale en valeur des pesticides sont probablement affectés d'un biais positif.

Deux éléments sont généralement avancés pour expliquer cette surestimation.

Le premier part d'une critique des formes fonctionnelles usuelles de fonction de production. Ces dernières seraient inadéquates pour représenter correctement l'effet des pesticides sur la production agricole (Lichtenberg et Zilberman, 1986; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992). Nous analysons ce point dans la sous-section 2.4.2 ..

Le second est d'ordre statistique. L'utilisation des estimateurs des moindres carrés ordinaires conduit à des estimations biaisées si les choix d'intrants des agriculteurs sont corrélés aux termes d'erreur de la fonction de production. Bien que souvent évoquée, cette seconde source de surestimation de la productivité des pesticides n'a donné lieu qu'à de très rares travaux³⁶. Elle a été mise en évidence par Carpentier (1995), puis Carpentier et Weaver (1996, 1997a). Ces auteurs utilisent un échantillon de 800 producteurs français de grandes cultures suivis entre 1987 et 1990 par le RICA. Ils montrent alors que pour cet échantillon, un franc de pesticides rapporte à la marge 0.95 franc de produit agricole, ce qui est plus conforme à l'intuition économique et à l'avis des agronomes.

2.3.2. Les estimations de fonctions de demande

Peu d'auteurs publient des élasticités de la demande de pesticides par rapport à leur propre prix (voire d'autres élasticités). En effet, ces intrants sont souvent agrégés avec les autres intrants chimiques (engrais essentiellement) lorsque l'étude n'est pas spécialement menée pour éclairer leur demande (Lopez, 1980; Antle, 1984; Antle, 1986; Capalbo, 1988). Cette agrégation est généralement conduite dans un souci d'économie de paramètres à estimer. Elle traduit aussi le fait que les utilisations des intrants chimiques sont fortement liées.

Les principales³⁷ analyses économétriques de la demande de pesticides basées sur une approche duale concernent essentiellement les Etats-Unis (Fernandez-Cornejo, 1992; McIntosh et Williams, 1992; Lim, Shumway et Honeycutt, 1993) ou les Pays-Bas (Oskam et al., 1992; Lansink, 1993). Toutes utilisent des séries de données agrégées, sauf celles de Oskam et al. (1992) et Oude Lansink (1993) qui utilisent des données de panel issues d'enquêtes auprès d'exploitations individuelles néerlandaises.

Les principales caractéristiques de ces études sont résumées dans le tableau 2.2. Les élasticités reportées dans ces études ne permettent pas de dégager de relations générales entre l'utilisation des

³⁶ Les résultats des travaux d'Antle (1988), Antle et Pingali (1994), Antle et Capalbo (1994) et Antle, Capalbo et Crissman (1994) concernant ce point ne permettent pas d'examiner la relation existant entre l'hypothèse d'exogénéité des choix d'intrants, qu'il rejettent sans la tester, et l'éventuelle surestimation de la productivité marginale espérée des pesticides.

³⁷ Tout au moins les plus citées.

différents intrants, aussi nous ne les avons pas reproduites dans le tableau 2.2. En particulier, les pesticides apparaissent comme des compléments des engrais dans certaines études (Lansink, 1993) alors qu'ils apparaissent comme des substituts de ces intrants dans d'autres (Fernandez-Cornejo, 1992 ; Lim, Shumway et Honneycutt, 1993).

De façon générale, ces études concluent à une assez forte inélasticité de la demande de pesticides par rapport à leur prix. Ces résultats suggèrent que la protection chimique des cultures joue un rôle prépondérant dans les systèmes de production agricole actuels. Ceci est d'ailleurs confirmé par les estimations de leur productivité marginale espérée (Tableau 2.1.), même si ces dernières paraissent assez discutables. De ce fait, la réduction de l'utilisation des pesticides semble difficile à mettre en oeuvre dans les pays développés. Les niveaux de taxation du prix des pesticides requis pour obtenir une réduction de leur utilisation de 25%, par exemple, sont très élevés. Calculés avec les élasticités présentées dans le tableau 2.2., ces niveaux de taxation seraient compris entre 227% et 31% pour l'agriculture des différents états des Etats-Unis et, entre 250% et 114% pour celle des Pays-Bas.

Il est cependant à noter que ces élasticités sont calculées dans le cadre de modèles essentiellement statiques, ce sont des élasticités de court-terme.

Tableau 2.2. Estimations de l'élasticité prix propre de la demande de pesticides reportées dans la littérature

Référence	Etat(s) étudié(s)	Nature des données utilisées	Estimation de l'élasticité prix propre de la demande de pesticides
Fernandez-Cornejo (1992)	Illinois, Indiana (Etats-Unis)	Séries annuelles 1950-1986 Toutes productions	-0.382
McIntosh et Williams (1992)	Géorgie (Etats-Unis)	Séries annuelles 1950-1986 Toutes productions	-0.112
Lim, Shumway et Honneycutt (1993)	Illinois (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.812
	Nebraska (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.349
	Minnesota (Etats-Unis)	Séries annuelles 1951-1986 Toutes productions	-0.121
Oskam et al. (1992)	Pays-Bas	Panel 1970-1988 (3258 observations) Toutes productions	-0.22
	Pays-Bas	Panel 1970-1988 Horticulture	-0.29

Lansink (1993)*	Pays-Bas	Panel 1970-1988 (3258 observations) Toutes productions	-0.10
-----------------	----------	---	-------

* Elasticités de court terme pour la forme de fonction de profit de Leontief généralisée

Seul Carpentier (1995) met en évidence une élasticité plus importante en valeur absolue, de l'ordre de -1.2. Son approche est cependant très différente de celles utilisées dans les autres études. Il utilise une approche primale et explicite les relations entre pesticides, engrais et intrants variables. Il montre d'ailleurs qu'engrais et pesticides sont compléments au sens de Rader (1968) ce que tendent à prouver les études agronomiques. Enfin, il tient explicitement compte de l'effet de l'aversion face au risque des agriculteurs.

Les études classiques s'intéressant à la demande des pesticides sont relativement peu nombreuses par rapport aux études concernant d'autres intrants comme les engrais, le capital ou l'énergie. Ceci provient probablement de ce que les problèmes liés à l'utilisation des pesticides sont apparus dans le débat public après celui de l'érosion des sols (aux États-Unis) ou des pollutions par les nitrates (en Europe occidentale).

Cependant, cette absence d'analyses de type classique est aussi à relier à la spécificité de la protection des cultures au sein du processus de production agricole. En effet, la majeure partie des études économiques concernant les pesticides a été conduite en dehors du cadre usuel de la théorie de la production afin de considérer un ou plusieurs aspects particuliers de l'utilisation de ces facteurs de production par les agriculteurs. L'analyse de cette partie de la littérature, de loin la plus abondante, constitue la suite de cette partie.

Elle débute par l'étude des travaux qui s'attachent à définir les propriétés des produits phytosanitaires dans la production agricole. Un constat simple est à l'origine de l'ensemble de ces travaux. Les pesticides sont des intrants spécifiques car ils n'accroissent la production des agriculteurs qu'en éliminant les êtres vivants qui détruisent ou déprécient les cultures.

2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole

Les études concernant les effets des pesticides sur la production agricole ont connu une évolution qualitative et quantitative importante depuis quarante ans. Jusqu'au début des années soixante-dix, elles s'intéressent principalement au problème de la protection chimique optimale des récoltes. La définition des doses optimales et des dates optimales des traitements phytosanitaires sont alors les principaux objectifs de ces travaux. Les fondements théoriques de ces études ont été définis par Headley (1972) et Hall et Norgaard (1973). Cette démarche normative emploie des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-produit phytosanitaire.

A partir de la fin des années soixante-dix et en raison de l'importance croissante accordée aux effets négatifs des pesticides sur l'environnement, de nombreux auteurs ont cherché à analyser l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs. Dès lors, les recherches sur la spécification des effets des produits phytosanitaires sur les rendements agricoles a pris deux directions.

La première se situe dans le prolongement des travaux normatifs réalisés à partir des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-pesticide. Elle vise à améliorer la formalisation du rôle protectif des produits phytosanitaires dans les formes fonctionnelles des fonctions de production agricole utilisées pour l'étude du comportement des agriculteurs. Cette voie de recherche a été initiée par Lichtenberg et Zilberman (1986) à partir d'une critique de l'utilisation des spécifications de fonctions de production usuelles pour mesurer les effets des pesticides sur les rendements.

L'objectif de la seconde est la mesure des effets des produits phytosanitaires sur l'aléa de production. Cette voie de recherches s'est beaucoup développée en raison du rôle croissant du risque (de récolte ici) dans l'analyse des décisions des agriculteurs par les économistes agricoles. Just et Pope (1978) sont les précurseurs de l'approche qui est utilisée actuellement.

Les principaux travaux dans ces trois domaines d'étude sont exposés successivement.

2.4.1. L'utilisation des modèles biologiques

L'analyse des travaux de Hall et Norgaard (1973), qui se situent dans le prolongement de l'analyse statique de Headley (1972), permet de décrire simplement la construction de fonctions de production utilisant des modèles biologiques du complexe plante-déprédateur-culture et leur utilisation en économie agricole. Ces auteurs formalisent les relations dynamiques liant une culture, une population de déprédateurs et un produit phytosanitaire.

Etant donné le choix d'une fonction de dommage, le coût du traitement et le prix de la production, il est alors possible de calculer la date et la dose optimales du traitement à effectuer en maximisant le profit de l'agriculteur.

Le modèle de Hall et Norgaard (1973) est à la base de la plupart des études utilisant explicitement des modèles biologiques. Il est principalement utilisé³⁸ dans une optique normative pour développer des modèles d'aide à la décision des agriculteurs³⁹. Plusieurs généralisations de ce modèle ont été proposées pour tenir compte de la spécificité des différents déprédateurs des cultures. Talpaz et Borosh (1974) ont généralisé le modèle de Hall et Norgaard (1973) en considérant des stratégies de protection faisant intervenir une séquence de traitements. Blackshaw (1986) a étendu l'analyse précédente à celle des choix de traitements optimaux contre plusieurs déprédateurs de façon simultanée. Thornton (1985) et Moffitt (1986) ont montré comment ces modèles peuvent être utilisés lorsque le niveau initial de la population est inconnu et déterminent des stratégies de lutte optimales en tenant compte de l'attitude des agriculteurs face au risque.

³⁸ Dans des formes généralement plus sophistiquées.

³⁹ Voir, par exemple, Harper, Mjelde, Rister, Way et Drees (1994).

Cette voie de recherches est poursuivie par Davis et Tisdell (2002) pour, notamment, étudier la gestion des problèmes liés à l'apparition de résistances aux pesticides.

Cette approche a l'avantage de reposer sur une modélisation assez fine des relations biologiques qui interviennent dans le cas de traitements chimiques mais aussi dans le cas de méthodes de lutte alternatives à la lutte chimique. Ces modèles sont donc également utilisés pour comparer différentes méthodes de protection contre un même déprédateur (Reichelderfer et Bender, 1979; Zacharias et Grube, 1986; Harper et Zilberman, 1989; Harper, 1991).

Pour ce qui concerne l'analyse du comportement des agriculteurs, ces modèles présentent plusieurs inconvénients. Sur le plan empirique, très peu d'interactions pesticide-déprédateur-rendement sont décrites par des modèles biologiques estimés. Ils ne s'appliquent généralement qu'à un seul déprédateur et à une seule culture et réclament beaucoup de données quant à l'état d'infestation des parcelles. Les économistes agricoles ont donc privilégié d'autres approches pour définir des fonctions de production permettant l'analyse de la demande de pesticides des agriculteurs. Selon ces approches, ces formalisations de la production agricole doivent satisfaire deux exigences :

- intégrer de manière correcte les spécificités des pesticides

et :

- être estimables par les méthodes économétriques usuelles avec les données habituellement disponibles.

Dans la suite de cette section, nous décrivons et analysons les deux principales approches définies dans ce sens, celle de Lichtenberg et Zilberman (1986) et celle de Just et Pope (1978).

2.4.2. L'adaptation des spécifications économétriques classiques : l'approche de Lichtenberg et Zilberman (1986)

Comme nous l'avons vu dans la section 2.2., la productivité marginale des produits phytosanitaires (en valeur) estimée à partir de formes simples telles que Cobb-Douglas est très souvent supérieure à leur coût marginal. D'un point de vue économique, ce résultat signifierait que les produits phytosanitaires sont sous-utilisés par les agriculteurs, alors que selon les agronomes c'est exactement le contraire.

Lichtenberg et Zilberman (1986) sont les premiers à avoir proposé une explication à ce paradoxe apparent. Ils utilisent des résultats issus de recherches biologiques pour montrer que les fonctions de production utilisées habituellement ne peuvent pas décrire correctement les effets des pesticides sur les rendements. Leur principal argument est la réponse très rapide des rendements agricoles dans la fourchette des doses préconisées. En réponse à ce problème, ils proposent de représenter le rôle protecteur des pesticides à l'aide de fonctions de la forme :

$$(21) \quad y = f(\mathbf{x})k(\mathbf{z})$$

où $f(\cdot)$ représente le rendement potentiel (hors dommages phytosanitaires), \mathbf{x} représente le vecteur des intrants productifs (engrais, ...), \mathbf{z} représente le vecteur des intrants protectifs (les pesticides essentiellement) et $k(\cdot)$ la fonction d'abattement des dommages phytosanitaires qui est croissante en \mathbf{z} et dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1 (elle a donc les propriétés d'une fonction de répartition). Nous avons recensé trois essais de vérification empirique de ce modèle : Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992), Carrasco-Tauber et Moffitt (1992) et Chambers et Lichtenberg (1994).

L'étude de Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992) utilise des données très précises quant aux quantités des différents produits phytosanitaires utilisés, aux conditions climatiques, ... Elle ne concerne que la production de pommes en Caroline du Nord (1976-1978). Cette culture assez particulière ne connaît que peu de déprédateurs. Dans ce contexte spécifique, les résultats obtenus amènent les auteurs à conclure en faveur des spécifications de Lichtenberg et Zilberman (1986). La spécification d'une fonction de production classique conduit à une estimation de productivité marginale en valeur des dépenses de pesticides dix fois supérieure à celle obtenue avec une forme de

Lichtenberg et Zilberman (1986). Cependant, cette conclusion n'est fondée que sur le contenu intuitif des résultats et non sur la base de résultats issus de tests statistiques.

L'étude de Chambers et Lichtenberg (1994) repose sur l'estimation de fonctions d'offre et de demande de facteurs sur une série de données agrégées pour les Etats-Unis (1949-1990). Le résultat d'un test de cette spécification contre une spécification classique amène Chambers et Lichtenberg (1994) à conclure en faveur de la représentation duale dérivée de la forme de fonction de production de Lichtenberg et Zilberman (1986).

Dans leur étude, Carrasco-Tauber et Moffitt (1992) ont estimé deux types de fonctions de production : une fonction Cobb-Douglas classique et des fonctions Cobb-Douglas dans lesquelles la quantité de pesticides x_1 est remplacée par $k(x_1)$. Trois formes de fonction de répartition ont été choisies pour $k(\cdot)$ (Weibull, logistique et exponentielle). La productivité marginale en valeur des pesticides a été calculée en utilisant les estimations de chacune de ces quatre spécifications. Les données utilisées étaient issues des comptabilités de chacun des Etats des Etats-Unis en 1987. Les productivités marginales en valeur des dépenses de pesticides sont calculées au point moyen de l'échantillon et pour un coût marginal de 1 \$ US.

L'estimation par la forme Cobb-Douglas classique (5.94 \$ US) est nettement supérieure au coût marginal (1 \$ US). Les productivités marginales des pesticides par les spécifications Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ de Weibull (6.88 \$ US) et Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ logistique (7.53 \$ US) sont proches de celle estimée par la forme Cobb-Douglas classique. En revanche, celle estimée par la forme de type Cobb-Douglas- $k(\cdot)$ exponentielle est beaucoup plus faible (0.11 \$ US). Chambers et Lichtenberg (1994) notent que la forme exponentielle de $k(\cdot)$ ne contient pas de terme constant et que cette contrainte peut être à l'origine de ce résultat surprenant.

Sur la base de ces estimations, rien ne permet donc d'affirmer que les spécifications de Lichtenberg et Zilberman (1986) donnent une solution indiscutable au problème de l'estimation de la productivité des pesticides, tout au moins dans le cas de données agrégées.

La contradiction apparente des conclusions des deux études estimant des fonctions de productions primales (Carrasco-Tauber et Moffitt, 1992 ; Babcock, Lichtenberg et Zilberman, 1992) s'explique probablement par le niveau d'agrégation des données utilisées. En effet les fonctions $k(\cdot)$ ne décrivent théoriquement que les relations d'un couple pesticide-déprédateur. Dès lors, leur utilisation sur données agrégées, ne serait ce qu'au niveau d'une exploitation agricole multiproduits, paraît peu pertinente.

Ce point a été mis en évidence et démontré par Carpentier (1995), Carpentier et Weaver (1995, 1996, 1997).

Dans la sous-section suivante, nous présentons l'autre voie de recherches suivie par les économistes agricoles pour analyser l'effet des pesticides sur les rendements agricoles. Celle-ci consiste en l'étude des propriétés de ces intrants sur la variabilité de la production.

2.4.3. Les spécifications de technologies aléatoires : l'approche de Just et Pope (1978)

La production agricole est soumise à deux types d'aléas. Les premiers sont d'ordre climatique : humidité, ensoleillement, température, ... Les seconds sont les dégâts engendrés par les ennemis des cultures. Le premier objectif de la lutte contre les ennemis des cultures est d'éliminer ou de limiter les dommages de ces ennemis. Les produits phytosanitaires doivent donc non seulement accroître l'espérance des rendements en limitant les déprédations des cultures à un niveau acceptable, mais doivent également jouer un rôle sur leur variabilité en éliminant une des sources d'aléas affectant le développement des cultures.

La prise en compte de l'attitude vis-à-vis du risque des agriculteurs a été à l'origine de nombreux travaux sur les effets contre-aléatoires des produits phytosanitaires, tout au moins sur le plan théorique.

Just et Pope (1978) ont montré que les spécifications stochastiques usuelles⁴⁰ de fonctions de production imposent d'importantes restrictions concernant l'influence des facteurs de production sur la variance des rendements. Partant de ces critiques, Just et Pope (1978) ont cherché des spécifications des fonctions de production plus flexibles au niveau du moment d'ordre deux. Ils en ont proposé plusieurs, toutes à hétéroscédasticité paramétrée. La plus utilisée en pratique est celle à erreur additive qui sera présentée ici.

On note \tilde{y} la production aléatoire de l'agriculteur, \mathbf{x} le vecteur des quantités des K intrants utilisés et $\tilde{\epsilon}$ les aléas exogènes⁴¹ (climat, conditions de milieu jouant sur les infestations, ...) affectant la production. La production peut alors s'écrire :

$$(22) \quad \tilde{y} \equiv y(\mathbf{x}; \tilde{\epsilon}).$$

La fonction $y(\cdot)$ impose peu de restrictions. Elle décrit simplement les effets de \mathbf{x} et $\tilde{\epsilon}$, ainsi que leurs interactions sur le site de production.

Utiliser une spécification de Just et Pope (1978, 1979) pour représenter simplement cette production consiste à supposer que \tilde{y} peut se décomposer comme :

$$(23) \quad \tilde{y} \equiv y(\mathbf{x}; \tilde{\epsilon}) = f(\mathbf{x}) + \tilde{\epsilon} h(\mathbf{x}); \quad E[\tilde{\epsilon}] = 0; \quad V[\tilde{\epsilon}] = 1.^{42}$$

Dans cette spécification, le terme $f(\mathbf{x})$ représente les effets moyens de \mathbf{x} et $\tilde{\epsilon}$ sur la production agricole :

$$(24a) \quad f(\mathbf{x}) \equiv E_{\tilde{\epsilon}}[y(\mathbf{x}; \tilde{\epsilon})].$$

Le terme $\tilde{\epsilon} h(\mathbf{x})$ représente l'aléa de production autour de la moyenne $f(\mathbf{x})$ et le terme $h(\mathbf{x})$ représente l'écart-type de la production en fonction de \mathbf{x} :

$$(24b) \quad h(\mathbf{x}) \equiv V_{\tilde{\epsilon}}[y(\mathbf{x}; \tilde{\epsilon})]^{1/2}.$$

Cette spécification impose donc peu de restrictions quant à l'effet des intrants sur la variabilité des rendements.

Avec cette spécification, calculer les effets marginaux de l'utilisation d'un intrant sur la variance de la production conduit à :

$$(25) \quad \frac{\partial V_{\tilde{\epsilon}}[y(\mathbf{x}; \tilde{\epsilon})]}{\partial x_k} = \frac{\partial h(\mathbf{x})^2}{\partial x_k}; \quad k = 1, \dots, K$$

Ils sont de signe *a priori* indéterminés puisque les termes $\partial h(\mathbf{x})/\partial x_k$, $k = 1, \dots, K$ le sont. Pour ce qui concerne les produits phytosanitaires, on envisage généralement un effet négatif sur la variance :

$$(26) \quad \frac{\partial h(\mathbf{x})}{\partial x_k} \leq 0.$$

Comme le montrent Horowitz et Lichtenberg (1994) et Carpentier (1995), cette hypothèse est nécessairement vérifiée lorsque les ennemis des cultures constituent la principale source d'aléa sur les rendements. En revanche, elle peut être discutable lorsque l'aléa sanitaire est dominé par l'aléa climatique.

Bien que souvent utilisée pour la construction de modèles théoriques permettant d'analyser la demande de pesticides en avenir risqué⁴³, l'hypothèse (26) a peu été étudiée sur le plan empirique. Les résultats d'Antle (1988) la confirment sur des données provenant d'un échantillon de producteurs californiens de tomates. Ceux de Hurd (1994) et Huang (1993) tendent à montrer que les pesticides

⁴⁰ Telles qu'elles peuvent être dérivées selon l'approche de Zellner, Kmenta et Drèze (1966).

⁴¹ Au sens où la distribution de ce terme ne dépend pas de \mathbf{x} , ce qui est justifié dès lors que ce terme aléatoire représente les conditions climatiques et sanitaires initiales du site de production. L'interaction entre ces conditions et les intrants est représentée par $f(\cdot)$.

⁴² La variance unitaire du terme aléatoire résiduel est une simple normalisation.

⁴³ Voir, par exemple, les travaux de Feder (1979), Antle (1988), Leathers et Quiggin (1991), Carlson et Wetzstein (1993) ou Archer et Shogren (1994).

n'ont pas d'effet significatif sur la variance des rendements agricoles. Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1997b) confirment également ce résultat pour un échantillon de producteurs français de grandes cultures.

Les fonctions de production de Just et Pope (1978) ont été très employées par les économistes agricoles pour l'analyse de l'effet des engrais sur la variabilité des rendements. Ceci s'explique par trois raisons. Premièrement, ces fonctions de production sont relativement faciles à estimer.⁴⁴ Deuxièmement, elles peuvent directement être intégrées dans des modèles d'utilité espérée utilisables simplement en statique comparative. Troisièmement, les données concernant les engrais sont généralement plus faciles à obtenir que celles concernant les pesticides.

Les recherches les plus récentes tentent de formaliser l'action des pesticides ou des engrais sur les rendements aléatoires à partir des notions de dominance stochastique. Plus flexibles que les spécifications de Just et Pope (1978), les fonctions de production dérivées de cette approche sont destinées à préciser les conditions sous lesquelles les pesticides ou les engrais diminuent effectivement le caractère aléatoire des rendements agricoles. Ces modèles permettent d'établir des résultats de statique comparative dans un cadre plus général que celui défini par le critère moyenne-variance (Ramaswami, 1992 et 1994; Horowitz et Lichtenberg, 1994).

Les travaux sur l'évaluation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole ont été justifiés par une des principales spécificités de ces intrants. Les produits phytosanitaires n'agissent qu'indirectement sur la production agricole. Ils ne sont utilisés que pour éliminer les déprédateurs qui détruisent ou déprécient les cultures. Dans la section suivante, nous présentons les principales études qui ont utilisé ces formalisations de l'action des pesticides sur les rendements agricoles pour analyser le comportement des agriculteurs.

⁴⁴ Voir, par exemple, Just et Pope (1979), Babcock, Chalfant et Collender (1987), Love et Buccola (1991), Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1995).

2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque

La section précédente montre que le fait que les pesticides n'influencent les rendements des cultures qu'en éliminant les êtres vivants qui les déprécient a été l'origine de nombreux travaux, plus théoriques qu'empiriques, sur la formalisation du rôle des pesticides dans la production agricole.

Cette section montre que deux autres spécificités de la lutte contre les ennemis des cultures ont aussi largement déterminé l'orientation des travaux des économistes agricoles sur la demande de pesticides des agriculteurs. La première concerne le caractère généralement préventif de la lutte contre les ennemis des cultures et le risque de revenu des agriculteurs. Elle est présentée dans la suite de cette partie. La seconde est liée à l'information que les agriculteurs peuvent (pourraient) utiliser pour ajuster leurs décisions de traitements phytosanitaires. Elle est présentée dans la partie suivante.

La nuisibilité et le développement des populations des déprédateurs des cultures sont déterminés par de nombreux facteurs. Parmi les plus importants, on peut citer :

- les conditions climatiques,
- les pratiques culturales des agriculteurs,
- la présence d'inocula ou de spores de champignons, de graines ou de fruits de plantes concurrentes de la culture, de larves ou d'œufs d'insectes nuisibles sur les parcelles au début du processus de production,
- les déplacements des spores (par les vents) et des populations d'insectes volants,
- les relations entre les diverses espèces de déprédateurs.

Bien entendu, du fait de la nature aléatoire de certains de ces facteurs et de la complexité des interactions qui déterminent l'état d'équilibre de l'écosystème que constitue la parcelle agricole, les infestations des cultures peuvent être très variables d'une année à l'autre et d'une parcelle à l'autre. Elles sont donc difficilement prévisibles. De plus, de nombreuses infestations sont difficiles à observer.

De nombreuses études, menées en France (Carles, 1992; Carles et Bonny, 1993 ; Viaux, 1993), au Royaume-Uni (Patterson, 1992) ou aux Etats-Unis (Zilberman et Siebert, 1990; Ikerd, 1991) montrent que la majorité des agriculteurs utilisent des stratégies préventives (voire de lutte systématique) contre les ennemis de leurs cultures. Dans le cas des grandes cultures françaises, cette hypothèse a été vérifiée par Carpentier (1995) et Carpentier et Weaver (1996, 1997) à l'aide de modèles économétriques et de tests d'exogénéité des choix de pesticides vis-à-vis de la partie aléatoire de la production.

En résumé, l'objectif de l'utilisation des pesticides paraît plus être l'élimination d'un risque d'infestation que l'élimination d'une attaque de déprédateurs bien identifiée, tout au moins dans les systèmes de production conventionnels. Cette spécificité de la protection phytosanitaire a conduit les économistes agricoles à étudier l'effet de l'attitude des agriculteurs face au risque sur leur demande de pesticides. Nous présentons ici les principaux résultats issus de ces travaux et leurs principales faiblesses.

2.5.1. L'idée fondatrice : l'analyse de Feder (1979)

La plupart des auteurs étudiant l'influence de l'attitude des agriculteurs face au risque sur leur utilisation de pesticides se réfèrent à l'étude pionnière de Feder (1979) et, plus récemment, à celle d'Antle (1988).

Les experts en protection des cultures montrent que les agriculteurs utilisent plus de pesticides qu'ils ne le feraient s'ils maximisaient leur marge brute espérée. Dans ce contexte, le problème des économistes agricoles est d'expliquer ou de rationaliser cette « surutilisation » de pesticides. L'explication avancée par Feder (1979) repose sur l'utilisation de résultats standards en micro-économie du choix en avenir incertain. Il s'agit des résultats issus de la théorie de l'utilité espérée

dérivée de l'axiomatique de Von Neumann-Morgenstern ou de Savage.⁴⁵ Cette théorie part du constat que la plupart des agents économiques sont averses face au risque et donc tendent à agir de façon à réduire le risque affectant leur revenu. Elle formalise simplement l'idée d'aversion face au risque et développe les moyens de la mesurer et de mesurer ses effets sur les choix des agents économiques.

L'observation montre que la plupart des agents économiques sont plutôt averses face au risque : ils préfèrent généralement un revenu certain à un revenu aléatoire même si ce revenu aléatoire est en espérance égal au revenu certain. L'existence des marchés de l'assurance prouve la validité de ce constat. La plupart des propriétaires de voitures ou de maison préfèrent payer une prime d'assurance qui leur permet d'être remboursés en cas de dommage. Le consentement à payer cette prime mesure l'aversion face au risque de ces propriétaires. En adoptant le contrat d'assurance proposé, les propriétaires de voitures ou de maison sont perdants « en moyenne » dans le sens où la prime qu'ils versent est supérieure à l'espérance de leurs pertes. Si ça n'était pas le cas les compagnies d'assurance ne réaliseraient pas de bénéfices et ne couvriraient même pas leurs frais de gestion. Mais les assurés acceptent ces contrats non pas pour gagner de l'argent en moyenne mais pour éliminer d'importantes sources d'aléa sur le revenu dont ils disposent.

La notion de risque utilisée en économie est différente de celle utilisée en biologie par exemple. La question du risque en économie est liée à la variabilité et non à la probabilité d'occurrence d'un événement défavorable.

Dans ce contexte, l'idée de Feder (1979) est simple. Les pesticides peuvent être vus comme des intrants réduisant le risque de récolte car ils éliminent une des principales sources d'aléas affectant la production agricole, le risque phytosanitaire. L'aversion face au risque des agriculteurs est donc une des sources potentielles d'explication de la « surutilisation » de pesticides.

Formellement, la logique de l'analyse de Feder (1979) peut être présentée à l'aide des fonctions de Just et Pope (1978, 1979) et du critère moyenne-variance. Nous reprenons donc ici la spécification de fonction de production présentée ci-dessus en supposant, pour simplifier l'exposé, qu'il n'y a qu'un seul intrant (en quantité notée x) :

$$\tilde{y} \equiv y(x; \tilde{\epsilon}) = f(x) + \tilde{\epsilon} h(x); \quad E[\tilde{\epsilon}] = 0; \quad V[\tilde{\epsilon}] = 1,$$

avec :

$$f(x) \equiv E_{\tilde{\epsilon}}[y(x; \tilde{\epsilon})] \quad \text{et} \quad h(x)^2 \equiv V_{\tilde{\epsilon}}[y(x; \tilde{\epsilon})].$$

Dans ce cas, le bénéfice que le producteur retire de son activité est aléatoire :

$$(27) \quad \pi(x, \tilde{\epsilon}; p, w) \equiv p[f(x) + \tilde{\epsilon} h(x)] - wx$$

Si les effets de $\tilde{\epsilon}$ sont difficilement observables ou prévisibles, le producteur devra choisir x sans pouvoir tenir compte des réalisations de $\tilde{\epsilon}$ et donc de $\tilde{\epsilon}$. Il fait donc face à un choix en avenir incertain. Il ne connaît que les formes des fonctions $f(\cdot)$ et $h(\cdot)$, *i.e.* certaines des caractéristiques des effets de x et $\tilde{\epsilon}$ sur la distribution de sa production. La question est alors de savoir quel critère de choix il va utiliser.

Un agriculteur neutre face au risque ne tient pas compte de l'aléa affectant son revenu. Il cherchera donc simplement à optimiser l'espérance de son revenu :

$$(28) \quad \underset{x}{\text{Max}} E_{\tilde{\epsilon}}[\pi(x, \tilde{\epsilon}; p, w)] \quad \Leftrightarrow \quad \underset{x}{\text{Max}} [pf(x) - wx].$$

L'expression de ce programme d'optimisation montre qu'un agriculteur neutre face au risque ne tient pas compte des effets hors-moyenne des intrants. La forme de $h(\cdot)$ n'affecte pas ses choix.

A contrario, un agriculteur averse au risque tient à contrôler l'aléa affectant son revenu. Une manière simple de prendre en compte cette attitude est de supposer que l'agriculteur utilise un critère moyenne-variance :

⁴⁵ Voir, e.g., Laffont (1991a) ou Mas-Colell, Whinston et Green (1995).

$$(29) \quad \text{Max}_x E_{\tilde{\varepsilon}}[\pi(x, \tilde{\varepsilon}; p, w)] - \frac{\lambda}{2} V_{\tilde{\varepsilon}}[\pi(x, \tilde{\varepsilon}; p, w)] \Leftrightarrow \text{Max}_x [pf(x) - wx] - \frac{\lambda}{2} p^2 h(x)^2.$$

Dans le programme ci-dessus, le terme λ est un paramètre représentant synthétiquement l'attitude face au risque de production. Il s'agit de l'indice absolu d'aversion face au risque de l'agriculteur qui est supposé constant ici (Pratt, 1964). Lorsque λ est positif, le producteur est dit averse au risque (au sens du critère moyenne-variance). Plus ce terme est élevé, plus le contrôle de la variabilité du revenu importe dans les choix du producteur. On peut aisément voir que ce paramètre est nul lorsque l'agriculteur est neutre au risque.

Le paramètre λ est un paramètre d'attitude qui résume les préférences du producteur face au risque. La question n'est donc pas de discuter la valeur plus ou moins élevée de ce paramètre de préférence (certains sont par nature plus « joueurs » que d'autres) mais d'en tenir compte pour analyser les effets du risque de production et de l'attitude face au risque sur les choix productifs des agriculteurs.

La condition du premier ordre associée au choix de la quantité d'intrant optimale s'écrit (pour une solution intérieure) :

$$(30) \quad p \frac{\partial f(x_0)}{\partial x} = w$$

dans le cas d'un producteur neutre face au risque et :

$$(31) \quad p \frac{\partial f(x_\lambda)}{\partial x} - \lambda p^2 h(x_\lambda) \frac{\partial h(x_\lambda)}{\partial x} = w$$

dans le cas d'un producteur averse face au risque. Dans l'expression (31) le terme x_λ représente le choix optimal d'un agriculteur dont l'aversion face au risque est mesurée par $\lambda > 0$. Dans l'expression (30) le terme x_0 représente le choix optimal d'un agriculteur neutre au risque, *i.e.* pour lequel $\lambda = 0$.

Ces expressions doivent être comparées à celle donnée dans le cas certain, *i.e.* l'équation (8). Dans le cas d'un agriculteur neutre face au risque, l'équation (30) est identique à l'équation (8). La quantité optimale de l'intrant est définie comme celle qui égalise la productivité marginale en valeur moyenne de cet intrant et le prix w de ce dernier. Dans le cas d'un agriculteur averse au risque, la condition déterminant le choix de l'intrant est plus complexe en raison de la présence du terme « correcteur » :

$$- \lambda p^2 h(x_\lambda) \frac{\partial h(x_\lambda)}{\partial x}$$

qui représente l'effet marginal de l'intrant sur la partie de l'objectif du producteur qui concerne le risque. Ce terme est appelé prime marginale de risque de l'intrant. Les éléments composant ce terme sont tous positifs à l'exception du terme :

$$\frac{\partial h(x_\lambda)}{\partial x_k}$$

qui est de signe *a priori* indéterminé.

Lorsque l'intrant considéré accroît la variabilité de la production, ce terme est positif et la prime marginale de risque est négative. Dès lors, le raisonnement adopté dans la section 2.2. permet de montrer simplement que $x_\lambda < x_0$, *i.e.* qu'un agriculteur averse face au risque utilise moins d'un intrant générateur de risque de production qu'un agriculteur neutre face au risque placé dans les mêmes conditions.

A contrario, lorsque l'intrant considéré diminue la variabilité de la production, la prime marginale de risque est positive (elle s'« ajoute » à la productivité marginale en valeur moyenne de l'intrant). Il est alors aisé de montrer que $x_\lambda > x_0$. Un agriculteur averse au risque utilise plus d'un intrant qui diminue le risque de production qu'un agriculteur neutre au risque placé dans les mêmes conditions.

Aussi, si les pesticides réduisent effectivement le risque de production, alors les agriculteurs averse face au risque auront tendance à les utiliser au delà du niveau qui permettrait d'obtenir la marge

moyenne maximale. Ce surcroît d'utilisation résulte d'une recherche d'assurance revenu de la part de ces agriculteurs.

Dans une large mesure, l'aversion face au risque tend à « rigidifier » les comportements des producteurs vis-à-vis des pesticides. En effet, les agriculteurs ont deux raisons d'utiliser les pesticides : pour accroître leurs productions en moyennes et pour stabiliser ces niveaux de production.

2.5.2. Les vérifications empiriques de l'analyse de Feder (1979)

Peu d'études cherchent à vérifier empiriquement l'analyse de Feder (1979), c'est-à-dire cherchent :

- d'une part à vérifier l'hypothèse selon laquelle les pesticides réduisent le risque de production

et :

- d'autre part à montrer que les agriculteurs sont averses face au risque comme le suggère leur consommation de pesticides.

Nous en avons recensé quatre, *i.e.*, Mumford (1981), Pingali et Carlson (1985), Antle (1988) et Carpentier et Weaver (1996, 1997). Elles sont néanmoins très différentes.

L'étude de Antle (1988) adopte une approche, dite structurelle, composée de deux étapes. La première consiste en l'estimation de la technologie de production : $\hat{y}(x, \varepsilon)$. La seconde utilise les résultats de la première pour estimer les paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs à partir des conditions du premier ordre de la maximisation d'une fonction d'utilité espérée telle que (31). En utilisant un échantillon de producteurs californiens de tomates, Antle (1988) montre, d'une part que l'utilisation de pesticides accroît l'espérance et diminue la variance du rendement de façon significative, d'autre part que les pesticides sont généralement utilisés au delà de leur niveau de maximisation du profit espéré par les agriculteurs. Il montre ensuite que les agriculteurs sont, en moyenne, significativement averses face au risque.⁴⁶

Carpentier (1995) à partir de l'estimation d'une fonction de production de Just et Pope (1978) montre que :

- les producteurs français de grandes cultures utilisent au-delà de l'optimum du profit espéré
- et que :
- les pesticides diminuent la variance des rendements.

Ces deux résultats suggèrent que les pesticides sont utilisés à la fois pour accroître le rendement espéré et pour diminuer la variance de ce dernier. Selon les résultats, le contrôle de la variance des rendements expliquerait en moyenne 10% des utilisations de pesticides.

L'étude de Pingali et Carlson (1985) est basée sur une approche différente. La seconde étape de leur modélisation est identique à la seconde étape de l'approche structurelle de Antle (1988). Cependant, dans l'approche de Pingali et Carlson (1985), l'estimation de la forme de la technologie est remplacée par une interrogation directe des agriculteurs. L'avantage de ce type d'entretien est que la mesure de l'aversion face au risque des agriculteurs n'est pas affectée par les biais éventuellement introduits par l'estimation de la forme de la technologie. En particulier, la méthode par entretien permet de définir la distribution des probabilités de rendement (subjective) telle qu'elle est perçue et utilisée par les agriculteurs et non telle qu'elle est estimée par l'économètre. En utilisant un échantillon d'agriculteurs de Caroline du Nord, Pingali et Carlson (1985) confirment eux aussi la pertinence de l'analyse de Feder (1979).

L'étude de Mumford (1981) est conceptuellement plus simple. Comme Pingali et Carlson (1985), Mumford (1981) détermine la distribution subjective des probabilités de rendement de producteurs

⁴⁶ Il teste simplement la validité du modèle de comportement dérivé de la théorie de l'utilité espérée. Pour ce faire, il introduit une constante dans la condition du premier ordre associée au choix des pesticides et puis vérifie qu'elle est bien non significativement différente de 0.

anglais de betteraves sucrières par entretien. Il montre ensuite que les décisions de traitement de ces agriculteurs ne sont cohérentes avec leur perception de l'action des pesticides que s'ils sont très averses face au risque.

Deux raisons principales peuvent expliquer l'absence d'études plus nombreuses et plus poussées sur ce sujet. La première concerne les méthodes par entretien qui peuvent s'avérer peu fiables car il semble difficile d'interroger les agriculteurs à propos de concepts tels que la variance (Musser et al., 1986; Anand, 1990). De plus, elles sont coûteuses et ne permettent que de constituer des échantillons de taille limitée⁴⁷. La méthode structurelle employée par Antle (1988) ou Carpentier (1995) a l'avantage d'être utilisable sur les bases de données habituellement disponibles.

Ainsi, peu d'études ont véritablement cherché à vérifier l'analyse de Feder (1979). Pourtant, cette dernière a été à l'origine de nombreux travaux. La plupart d'entre eux sont conduits dans une optique normative. Ils visent, soit à intégrer les exigences d'assurance des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision, soit à déterminer les implications de l'attitude face au risque des agriculteurs pour le choix et la définition des mesures de régulation de l'utilisation des pesticides.

2.5.3. L'intégration de l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision

2.5.3.1. Aversion face au risque et seuils d'intervention

Un premier groupe d'études vise à intégrer l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision. Cette études ont généralement cherché à généraliser les notions de seuils définies par Headley (1972) et Hall et Norgaard (1973) dans le cas où certains éléments permettant de définir la taille de la population des déprédateurs sont inconnus. Dès lors, les notions de seuils utilisées intègrent la volonté d'assurance des agriculteurs et sont fonction de leur aversion face au risque (Webster, 1977; Lazarus et Swanson, 1983; Thornton, 1985; Moffitt, 1986).

2.5.3.2. Aversion face au risque et comparaison de techniques de production

D'autres études visent à analyser l'efficacité comparée (selon différents critères) de différentes stratégies de lutte contre un ennemi des cultures.

Afin de tenir compte de l'éventuelle aversion face au risque des agriculteurs, ces études emploient les notions de dominance stochastique du premier ou second (voire au troisième) ordre pour classer les distributions de profit contingentes à l'utilisation d'alternatives différentes de protection phytosanitaire. Ces notions sont intéressantes dans la mesure où elles permettent de comparer des méthodes de lutte contre les ennemis des cultures pour de larges classes d'utilité⁴⁸. Si la distribution du profit générée par la méthode de protection *A* domine au premier (respectivement second) ordre celle générée par la méthode *B*, alors tout agriculteur (respectivement tout agriculteur averse au risque de revenu) préférera la méthode *A* à la méthode *B*.

Zacharias et Grube (1984) par exemple, ont utilisé cette approche pour comparer différentes méthodes de lutte contre les adventices.

Dans le même ordre d'idées mais d'un point de vue purement théorique, Ramaswami (1992) détermine les conditions nécessaires et suffisantes pour que la demande d'un intrant augmente en fonction de l'aversion face au risque du producteur, là encore à partir des notions de dominance stochastique. Ces conditions sont définies sur les propriétés technologiques de l'intrant considéré et pour de larges classes de fonctions d'utilité. Elles sont intéressantes dans la mesure où elles montrent les limites des analyses fondées uniquement sur l'effet des intrants sur la variance de la production.

⁴⁷ 28 agriculteurs pour l'enquête de Pingali et Carlson (1985), 30 pour celle de Mumford (1981).

⁴⁸ Voir Laffont (1991) pour une présentation des principaux résultats relatifs à ces concepts.

2.5.4. Critiques des modèles utilisés pour l'étude du comportement des agriculteurs face aux risque

A de rares exceptions, les études concernant les relations entre attitudes face au risque et utilisation de pesticides supposent que l'aversion (absolue) face au risque des agriculteurs est constante.⁴⁹ Comme cela a été montré par divers auteurs et récemment conceptualisé par (Kimball, 1990), les effets du niveau de richesse initiale sur les comportements d'assurance des agents économiques sont déterminés par la pente de leur indice d'aversion absolue face au risque en fonction de la richesse. On suppose généralement que l'indice d'aversion absolue pour le risque est une fonction décroissante de la richesse de l'agent, effet connu sous le nom d'« effet Arrow ». Kimball (1990) montre que l'« effet Arrow » tend à pousser les ménages à moins s'endetter que ne le suggère les modèles où l'aversion face au risque est constante en fonction de la richesse initiale. Il qualifie ce comportement de comportement de précaution.

Cet effet de précaution peut être important dans le cas de l'utilisation des pesticides. En effet, le versement d'aides directes aux agriculteur accroît le niveau « de base » du revenu de ces derniers *ceteris paribus*, réduisant ainsi leurs « besoins » d'assurance par l'utilisation des pesticides par unité de surface totale mais également par unité de surface cultivée.

Dans cette logique, les aides directes de la PAC peuvent également avoir un effet positif en ce qui concerne l'adoption de nouvelles technologies. En effet, elles peuvent stimuler l'adoption de technologies de productions risquées et/ou de rentabilité incertaine en diminuant de manière exogène les besoins d'assurance des agriculteurs.

D'autres éléments de la fonction objectif des agriculteurs, non spécifiés dans les modèles, peuvent également induire des comportements de "surutilisation" des pesticides similaires à ceux engendrés par l'aversion pour le risque des agriculteurs. Carpentier (1995) décrit deux situations dans lesquelles un agriculteur neutre face au risque peut être amené à "surutiliser" les pesticides. Elles sont souvent évoquées en tant que sources de biais sur les estimations des paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs (Moscardi et De Janvry, 1977). Dans les deux cas, ces situations sont caractérisées par des imperfections de marché.

La première situation concerne les contraintes d'accès au crédit : l'obligation du remboursement d'un emprunt peut pousser un agriculteur à « assurer » un revenu minimum plutôt qu'à l'optimiser (*e.g.* Roumasset, 1977; Boussard, 1987). Ce type de modèle s'applique aux cas des exploitations qui ne peuvent plus recourir au crédit (*e.g.*, en situation de sur-endettement).

Un agriculteur produisant le fourrage de son élevage pourra chercher à assurer son rendement même s'il est neutre face au risque. Il lui est en général difficile de se procurer sur le marché du fourrage de remplacement.

⁴⁹ Des travaux plus récents (Saha, 1997 ; Isik et Khanna, 2003) relâchent cette hypothèse, mais ils ne concernent pas les pesticides.

2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole

La majeure partie des études que nous avons présentées jusqu'à présent considère, implicitement ou explicitement, la protection des cultures comme un sous-processus de production qui peut être analysé sans tenir compte des autres décisions des agriculteurs. Cette hypothèse est bien entendu très restrictive. Pourtant, elle n'a été que très rarement examinée dans le détail. L'étude des relations existant entre l'utilisation des pesticides et les autres décisions de production des agriculteurs a essentiellement porté sur un point : l'analyse des pratiques permettant de limiter l'utilisation des pesticides.

2.6.1. Pesticides et les autres choix de production : complémentarités et substitutions

2.6.1.1. Pesticides et variétés résistantes

Zavaleta et Ruesink (1980) mettent en évidence une pratique particulièrement simple permettant de limiter l'utilisation des pesticides sur certaines cultures. Celle-ci consiste à utiliser des variétés de semis d'une même plante résistantes à certaines infestations. Les variétés résistantes étant en général moins productives que les variétés « conventionnelles », l'agriculteur a un arbitrage à faire entre les économies de pesticides d'une part, et la productivité de la variété conventionnelle de l'autre. Dans ce contexte, les choix de variétés de semences sont largement déterminés par les rapports de prix des pesticides et des semences. Mais ces seuls rapports de prix ne sont pas les seuls pertinents dans ce cas. Par exemple, les variétés de blé tendre résistantes testées dans le cadre du Club des Cinq ont en général des taux protéiques inférieurs à ceux des variétés conventionnelles. Aussi, dans ce cas la prime sur le taux protéique intervient également dans la comparaison des rentabilités entre variétés résistantes et variétés conventionnelles (Rolland *et al.*, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001).

2.6.1.2. Herbicides et désherbage mécanique

Une étude de Miranowski (1980) a été à l'origine d'une abondante littérature sur la question des pratiques permettant de limiter l'utilisation des herbicides et des insecticides sur le maïs aux Etats-Unis. En estimant les fonctions de demande de ces pesticides pour dix régions américaines (1966, 1971 et 1976), cette étude montre que la demande d'herbicides et d'insecticides du maïs réagit positivement à une hausse du prix de l'énergie et à une augmentation de la part du maïs dans les surfaces cultivées par les agriculteurs. En effet, les labours permettent de lutter mécaniquement contre les adventices du maïs. Aussi, un accroissement du coût de l'énergie tend à réduire l'élimination des adventices par le labourage et tend à accroître la consommation d'herbicides des agriculteurs. Eiswerth (1991) montre que la substitution entre les labours et l'utilisation d'herbicides conduit aussi à une substitution des effets externes liés au labour (érosion des sols) et de ceux liés à l'utilisation des herbicides (atteintes à la santé humaine et à l'environnement).

2.6.1.3. Rotations culturales et état sanitaire des parcelles

La monoculture du maïs permet aux populations d'adventices et d'insectes nuisibles de se développer de manière importante. En revanche, dans les rotations maïs-soja, la présence du soja permet de limiter les populations des adventices concurrentes du maïs car, par sa densité, elle étouffe les autres plantes et les empêche de se développer. De même, le soja n'est pas une culture hôte des populations d'insectes qui infestent le maïs. Aussi, sa présence sur une parcelle après un culture de maïs permet de couper le cycle de reproduction de ces insectes. Finalement, les rotations soja-maïs sur les parcelles permettent de réduire l'utilisation des herbicides et des insecticides du maïs. Zacharias et Grube

(1984, 1986) montrent que ces rotations permettent aussi de limiter l'utilisation de pesticides pour éliminer les nématodes infestant le soja.

2.6.1.4. Protection phytosanitaire et fertilisation

L'importance du mouvement d'intensification des pratiques culturales pour l'explication de l'utilisation massive de pesticides par les producteurs français de céréales et d'oléo-protéagineux est maintenant bien connue (Meynard, 1991). Nous rappelons simplement ici les principaux déterminants de cette relation entre l'intensification et l'utilisation des pesticides.

Les pratiques culturales intensives peuvent être définies comme l'ensemble des techniques permettant de tirer au mieux profit du potentiel génétique de la plante cultivée, de la qualité des sols utilisés et de l'ensoleillement disponible sur la parcelle considérée. Ces techniques favorisent (augmentation des densités de semis, utilisation de cultivars très productifs mais peu résistants, utilisation massive d'engrais, irrigation, avancée des dates des semis) voire stimulent, dans certaines conditions (utilisation massive d'engrais, irrigation), les infestations des cultures.⁵⁰

Cet aspect est rarement examiné dans la littérature économique concernant l'utilisation des pesticides. Seuls Harper et Zilberman (1989) et Carpentier (1995) analysent formellement et confirment empiriquement les effets de cette endogénéité des infestations par rapport à la fertilisation azotée. Antle (1988) et Wetzstein et Carlson (1993) ne font que l'évoquer.

Carpentier (1995) dans le cas des grandes cultures françaises analyse ces relations sous l'angle de la complémentarité entre la fertilisation et la protection phytosanitaire. Harper et Zilberman (1989) analysent ces questions sous l'angle des effets externes de l'utilisation d'engrais sur l'état sanitaire des parcelles. Ceci s'explique probablement par la prépondérance des études appliquées à l'agriculture américaine. En effet, cette dernière est, de façon générale, plus extensive que l'agriculture européenne.

Cette absence d'études empiriques et théoriques est assez malheureuse dans la mesure où les pollutions par les pesticides sont souvent liées aux pollutions par les engrais, tout au moins en production végétale. Une meilleure connaissance des relations techniques liant la fertilisation et la protection phytosanitaire pourrait nourrir des travaux sur les éventuelles possibilités de coordination entre les politiques de régulation des pollutions par les engrais et les pesticides.

2.6.2. Effet des pesticides sur la qualité des produits

Parmi les déterminants les plus importants de l'utilisation des pesticides on retrouve bien entendu le prix des produits protégés comme le montre l'analyse micro-économique standard et les dépenses des producteurs arboricoles, horticolas, maraîchers et viticoles. Or, dans le cadre de ces cultures l'objectif de la protection phytosanitaire n'est pas seulement quantitatif, il est également qualitatif. Ceci tend à rigidifier la demande de pesticides dans ces systèmes productifs : ces produits sont non seulement utilisés pour accroître les rendements mais également le prix des produits à la vente.

Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992), dans le cas de la culture de pommes en Caroline du Nord, et Starbird (1994), dans le cas de la culture de tomate en Californie, montrent qu'une large part de l'utilisation de certains pesticides n'est pas destinée à accroître la quantité produite mais la qualité de la production. En effet, les produits indemnes de toute trace de piqûre d'insecte ou de pourriture peuvent être vendus sur les marchés de frais qui sont très rémunérateurs. En revanche, les produits légèrement moins sains ou tout simplement à l'aspect visuel moins attirant sont dirigés vers les marchés industriels moins intéressants. On comprend dès lors aisément que le fait de ne pas spécifier

⁵⁰ Cette idée a été utilisée par Carpentier, Guyomard et Le Mouel (1998, 1999) pour une analyse historique de l'intensification des pratiques culturales européennes en grandes cultures et de son effet en matière de pollutions.

ces aspects liés à la qualité des produits peut faire apparaître une "surconsommation" des produits phytosanitaires de la part des agriculteurs.

2.6.3. Prix des produits et protection phytosanitaire

L'analyse précédente a montré que les pesticides peuvent avoir des effets sur le prix des produits agricoles parce que ces intrants jouent un rôle au niveau de la qualité. Cependant, le prix des produits agricoles a également un effet important sur l'utilisation des pesticides, et vraisemblablement plus que le prix des pesticides lui-même. Deux arguments peuvent être avancés ici.

Les analyses présentées dans la partie 1 ont montré que le soutien du prix des produits agricoles de la PAC a joué un rôle important dans l'intensification des pratiques culturales des agriculteurs européens essentiellement par deux effets :

- un effet de rapport de prix (Mahé et Rainelli, 1987)

et :

- un effet lié à la complémentarité des pratiques culturales : fertilisation, protection phytosanitaire, dates et densité des semis, ... (Carpentier, Guyomard et Le Mouél, 1998).

Aussi, une baisse du prix des produits agricoles pourrait avoir l'effet opposé, c'est-à-dire constituer un levier puissant pour la réduction de l'utilisation des pesticides. L'idée est ici que le prix des produits agricoles baissant (ce qui est actuellement une des conséquences des réformes de la PAC entamées depuis 1992 dans le cas des grandes cultures), l'effet des rapports de prix joue en défaveur de l'utilisation des intrants chimiques, ce qui réduit l'incitation des producteurs à exploiter les complémentarités qui les lient entre eux et à exploiter les autres techniques visant à accroître les rendements. Cet éventuel mécanisme d'extensification des pratiques culturales ne sera pas symétrique au mécanisme d'intensification observé en raison des effets du progrès technique.

Ces effets des prix n'ont pas encore été étudiés empiriquement.

Par ailleurs, le niveau des prix des produits agricoles a des implications en terme de gestion du risque. L'équation (31) montre que la prime marginale de risque dépend du carré du prix du produit agricole. Aussi les agriculteurs averses face au risque sont d'autant plus enclins à s'assurer contre le risque de rendement que le prix du produit à protéger est élevé.

Ceci peut notamment expliquer l'importance de la protection phytosanitaire pour les maraîchers, horticulteurs, viticulteurs, ... Un taux de variation des rendements équivalent en grandes cultures et en maraîchage génère un taux de variation du revenu beaucoup plus important en maraîchage qu'en grandes cultures.

En fait, les cultures maraîchères, fruitières, viticoles et horticoles cumulent tous les éléments qui les rendent dépendantes des pesticides d'un point de vue :

- technique :
 - o cultures pérennes ou à faibles rotations et à hauts niveaux de fertilisation
 - o cultures très sensibles aux insectes et aux maladies

et :

- économique :
 - o prix élevés des produits (risque)
 - o prix dépendant de la qualité du produit (qualités esthétique et sanitaire).

2.6.4. Choix d'assolements, diversification des risques de production et utilisation des pesticides

Lazarus et Swanson (1983) et Zacharias et Grube (1984, 1986) mettent en évidence un autre intérêt des rotations soja/maïs que celui qui permet de « nettoyer » les parcelles. En suivant une stratégie similaire à celle du choix d'un portefeuille d'actifs risqués, un agriculteur peut être amené à choisir un

assolement qui lui permet non seulement de pratiquer des rotations culturales mais aussi de diversifier ses risques de récoltes (e.g. Coyle, 1991a, 1991b et 1992).

Ainsi, même lorsque l'aléa sanitaire est la principale source d'incertitude sur les rendements, l'agriculteur ne dispose pas que des pesticides pour limiter le risque affectant son profit. Lazarus et Swanson (1983) montrent de cette manière qu'un agriculteur très averse face au risque n'utilise pas nécessairement plus de pesticides qu'un agriculteur faiblement averse face au risque. Il suffit pour cela que le choix d'assolement soit un instrument de gestion du risque de profit plus efficace que l'utilisation des pesticides.

Babcock, Chalfant et Collender (1987) analysent les effets de cette stratégie de diversification des risques dans le cas de la consommation d'engrais.

2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides

L'analyse de Feder (1979) a été à l'origine de deux types d'études concernant la régulation des pesticides. Les unes concernent l'impact de l'aversion face au risque des agriculteurs sur les politiques de taxation des pesticides. Probablement en raison des difficultés liées à l'estimation du rôle des pesticides dans la production agricole et des paramètres de l'attitude face au risque des agriculteurs, ces études n'ont été conduites que sur une base théorique. Les autres envisagent l'intérêt éventuel des politiques d'assurance des récoltes (voire du revenu) des agriculteurs pour la régulation des pollutions par les pesticides. La plupart d'entre elles concernent le système d'assurance récolte mis en place aux Etats-Unis.

2.7.1. Politiques de taxation des pesticides et aversion face au risque des agriculteurs

Le premier type d'études se situe dans le prolongement direct de l'analyse de Feder (1979). Il vise à étudier l'influence de l'aversion face au risque des agriculteurs sur leur demande de pesticides.

Les travaux de statique comparative de Leathers et Quiggin (1991) et de Isik (2002), réalisés à partir d'une technologie représentée par une fonction de Just et Pope (1978), sont les plus complets sur ce sujet. Leurs principaux enseignements peuvent être résumés en deux points.

Premièrement, lorsque les pesticides réduisent effectivement la variance de la production, l'aversion face au risque tend à « rigidifier » leur demande par les agriculteurs. En effet, la volonté d'assurance des agriculteurs crée une inertie de la demande des pesticides en la maintenant à des niveaux relativement élevés.

Deuxièmement, la forme de la fonction d'utilité des agriculteurs est très importante pour l'analyse des effets de diverses politiques de régulation de l'utilisation des pesticides. En effet, de nombreux résultats de statique comparative sont de signe indéterminé lorsque l'utilité des agriculteurs est à aversion absolue pour le risque décroissante en fonction de la richesse, (forme la plus communément admise). En particulier, une taxe sur le prix des pesticides peut accroître la demande de cet intrant si l'utilité de l'agriculteur considéré est caractérisée par un indice d'aversion absolue pour le risque fortement décroissant (effet « Arrow » évoqué plus haut). Cette taxe tend à réduire l'utilisation de pesticides par un effet de rapport de prix classique, mais fait décroître l'ensemble des niveaux de richesse potentiels de l'agriculteur par un effet direct sur le coût de production. Ce second effet tend à augmenter la consommation de pesticides puisqu'il amène les niveaux de richesse potentiels dans une zone où l'aversion face au risque de l'agriculteur est plus forte.

Cet effet de la décroissance de l'indice absolu d'aversion pour le risque tend à plaider en faveur d'une compensation financière directe des agriculteurs si une politique de taxation des pesticides devait être mise en place. Cependant, il conviendrait de quantifier plus précisément cet effet.

2.7.2. Politiques d'assurances des récoltes (ou du revenu agricole) et utilisation des pesticides

Le second type d'études concerne les effets de l'assurance financière des récoltes sur l'utilisation des pesticides. La quasi-totalité de ces travaux analysent le système d'assurance financière des récoltes (*Crop Insurance Program*) mis en place par l'USDA aux Etats-Unis et qui, pour des raisons budgétaires devait être réformé à plusieurs reprises, dont la dernière fois en 1996 (Glauber, 2004). Généralement, ces études s'articulent autour de deux axes : le coût élevé de cette politique pour le contribuable américain et ses effets sur l'utilisation d'intrants polluants tels que les produits phytosanitaires.

2.7.2.1. L'assurance récoltes et ses difficultés

Le premier axe d'étude concerne essentiellement les faiblesses du système américain d'assurance financière des récoltes. Il n'est pas *a priori* directement relié au problème de la régulation des pesticides mais est intéressant dans la mesure où l'assurance financière des récoltes est souvent considérée comme un substitut des pesticides pour la gestion du risque de rendement des agriculteurs.

Pour chacune de ses cultures, un agriculteur peut choisir différents contrats spécifiés comme suit (Goodwin, 1993). A partir d'une moyenne de ses rendements historiques (sur 10 ans), on détermine le niveau de rendement assurable de l'agriculteur : y_a , pour chacune des cultures qu'il désire assurer. Au début de la campagne, celui-ci choisit le niveau de rendement garanti : y_{gc} (50, 65 ou 75% de son rendement assurable) à partir duquel il perçoit une indemnité égale à $(y_{gc} - y)p_c$, où p_c est un prix spécifié dans le contrat choisi par l'agriculteur parmi trois alternatives (environ 95, 70 ou 60% du prix de fin de campagne prévu par l'USDA). y est le rendement réel de l'agriculteur. Les primes payées par les agriculteurs sont définies en fonction du contrat et sur la base de données reflétant le risque de récolte à l'échelle régionale. Ces contrats sont souscrits pour une seule campagne. En raison du faible taux d'adoption des contrats dans les années 1980, le gouvernement américain a décidé d'aider les agriculteurs en subventionnant une partie de la prime en cas de souscription.

Cette politique s'avère très coûteuse pour le contribuable américain car elle est déficitaire. 80% des agriculteurs américains souscrivent ces contrats. En 2003⁵¹, ils ont souscrit des contrats qui leur ont coûté un total de 1,39 milliards US\$ de prime. Le gouvernement américain a subventionné ces contrats à hauteur de 2,04 milliards US\$. L'année considérée, les agriculteurs ont reçus 3,23 milliards US\$ au titre des indemnités pour pertes de récolte (Glauber, 2004). Finalement ce programme d'assurance a coûté en 2003 près de 2 milliards US\$ aux contribuables américains.

Le coût de ce programme d'assurance a donné lieu à la publication de nombreuses études mettant en évidence ses faiblesses. Bien entendu, ces études s'attachent à examiner les problèmes liés aux asymétries d'information spécifiques aux contrats d'assurance. Ces dernières sont engendrées par le fait que les agriculteurs connaissent bien les caractéristiques de leur production et leurs choix d'intrants alors que l'assureur ne les connaît qu'imparfaitement, voire pas du tout. Aussi, de nombreuses études ont été réalisées sur les questions de l'aléa moral, de la sélection adverse ou des deux simultanément⁵² afin d'améliorer la performance actuarielle (en terme de ratio primes payées / indemnités versées) du système d'assurances des récoltes actuellement proposé aux agriculteurs américains.

Nous ne détaillerons pas ici ces études mais soulignons simplement le fait que des contrats d'assurance des récoltes non déficitaires sont assez difficiles à définir pour des raisons classiques en économie de l'assurance.

L'aléa moral⁵³ provient de ce qu'une fois ses récoltes assurées un agriculteur a finalement peu d'incitations à agir comme s'il n'était pas assuré. Quoiqu'il arrive ses « pertes » seront remboursées. Afin de limiter ces effets, les contrats d'assurance proposés n'assurent pas complètement les rendements ou sont spécifiés de telle sorte à ce que l'indemnité versée ne dépend pas du rendement observé sur l'exploitation mais sur le rendement du comté (*county*)⁵⁴ La partie non assurée des récoltes incite l'agriculteur à faire l'« effort » de limiter ses pertes de rendement. Cet effet serait moins important si le contrat d'assurance pouvait spécifier les pratiques que l'agriculteur doit mettre

⁵¹ Une année représentative de la fin des années 1990 et des années 2000 (Glauber, 2004).

⁵² *E.g.*, Skees et Reed (1986), Nelson et Loehman (1987), Chambers (1989), Quiggin, Karagiannis et Stanton (1993), Miranda (1991), Feinerman, Herriges et Holtkamp (1992), Williams et al. (1993), Horowitz et Lichtenberg (1993), Goodwin (1993 et 1994), Smith *et al.* (1994), Vercammen et van Kooten (1994), Mahul (1999), Just, Calvin et Quiggin (1999), Chambers (2002), Bourgeon et Chambers (2003), Glauber (2004)

⁵³ Terme consacré mais assez mal choisi.

⁵⁴ En assurance automobile, l'aléa moral provient de ce qu'un assuré est moins incité à prendre des mesures préventives contre le risque d'accident, contre le vol de son véhicule, ... C'est en partie ce qui justifie le système des franchises (voire des bonus/malus).

en œuvre pour les différentes cultures assurées. De tels contrats seraient concrètement impossibles à mettre en place.

Le mécanisme de la sélection adverse repose, non pas sur l'« effort » de production de l'agriculteur, mais sur les caractéristiques de son exploitation. En fait si un contrat de forme homogène est proposé à un ensemble d'agriculteurs, seuls ceux pour qui le contrat est intéressant l'adopteront. Aussi, le contrat sera nécessairement déficitaire pour l'assureur.⁵⁵ La solution consiste alors à spécifier des contrats qui dépendent des caractéristiques de l'exploitation (notamment des rendements historiques des cultures à assurer, ce qui expose le contrat aux problèmes de sélection adverse ...).

2.7.2.2. *L'assurance récoltes et ses effets sur les utilisations d'intrants polluants*

Le second axe d'étude se rapporte à l'influence de l'assurance financière des récoltes sur la consommation de pesticides (et d'intrants chimiques en général) des agriculteurs.

Les dépenses de pesticides des agriculteurs au delà du niveau d'optimisation du profit espéré peuvent être analysées comme des dépenses d'auto-assurance. Elles peuvent donc diminuer si les agriculteurs disposent de moyens d'assurance financière de leurs récoltes.

Même si l'effet d'un contrat d'assurance est en réalité un peu plus complexe que celui présenté ci-dessus, Ramaswami (1994) montre que cette intuition est correcte, tout au moins dans le cas d'une seule production et d'un seul intrant (les pesticides).⁵⁶

Beaucoup de travaux relatifs au système d'assurance américain se sont penchés sur la vérification empirique de résultat et ce d'autant plus que la première d'entre elle (Horowitz et Lichtenberg, 1993) montrait que l'assurance récolte du maïs induisait un accroissement des dépenses par unité de surface de pesticides (+21%) et d'engrais (+19%) dans le Mid-West.⁵⁷ Horowitz et Lichtenberg (1994), d'un point de vue théorique, donnent une explication potentielle de ce résultat. Leur argument s'appuie essentiellement sur le fait que les engrais tendent généralement à accroître la variabilité des rendements. L'assurance de la récolte permettrait de ce point de vue d'utiliser des pratiques plus intensives en terme de fertilisation et donc plus risquées du point de vue du rendement. Ceci amènerait les agriculteurs dont les contrats n'assurent pas une couverture complète du risque à utiliser plus de pesticides malgré leur assurance. Carpentier (1995) avance l'explication de la complémentarité de la fertilisation et de la protection phytosanitaire, non pas au niveau de la

⁵⁵ Historiquement les premières assurances automobiles proposées par les mutuelles étaient homogènes. Ce système s'est avéré déficitaire puisque seuls les conducteurs les moins prudents ou vivant dans les régions à « risques » adoptaient ces contrats selon un effet de sélection adverse. Cette question a été résolue par la différenciation des contrats en fonction des régions, en fonction de l'expérience du conducteur, ...

⁵⁶ Ramaswami (1994) considère l'effet d'une certaine classe de contrats d'assurance financière des récoltes sur l'utilisation des intrants des agriculteurs, sachant que cette dernière ne peut être spécifiée dans le contrat. Bien entendu, ceci laisse aux agriculteurs des opportunités d'aléa moral. Nous résumons ici les résultats de Ramaswami (1994) pour le cas d'un agriculteur qui n'utilise qu'un type d'intrant : les pesticides.

L'impact de l'assurance sur l'utilisation des pesticides peut être décomposé en deux effets.

Le premier provient du fait que les indemnités espérées prévues par le contrat annulent les bénéfices tirés de l'utilisation des pesticides lorsque le rendement réel est en dessous du rendement garanti, et, par voie de conséquence, diminuent l'utilité marginale espérée des pesticides. Il est négatif pour tout contrat d'assurance des récoltes actuariellement juste, monotone et différentiable, et lorsque la fonction d'utilité des agriculteurs est à aversion pour le risque constante ou décroissante. Ramaswami (1994) le nomme "effet d'aléa moral pur". Cet impact apparaît parce que les pesticides accroissent les rendements quel que soit l'état réel d'infestation des parcelles.

Le second effet est directement relié à l'analyse de Feder (1979) : l'assurance financière des récoltes peut se substituer à l'utilisation de pesticides pour la gestion du risque de rendement de l'agriculteur. Il est aussi négatif sous les conditions définies ci-dessus. Ramaswami (1994) le nomme "effet d'assurance pur". Il provient de ce que les pesticides sont supposés réduire le risque de récolte.

Ainsi, tout contrat d'assurance des récoltes vérifiant les propriétés définies ci-dessus conduit à une diminution de l'utilisation des pesticides. Cependant, cette diminution doit être limitée car, pour être actuariellement juste, le contrat doit inciter l'agriculteur à produire et à protéger ses cultures. Cette incitation ne peut être réalisée qu'en n'assurant pas complètement l'agriculteur, c'est-à-dire en le poussant à utiliser des pesticides en quantité suffisante.

⁵⁷ Et ce même après correction de l'auto-sélection et de la sélection des agriculteurs vis-à-vis de l'assurance de leurs récoltes (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002).

variabilité des rendements comme Horowitz et Lichtenberg (1994), mais simplement au niveau des rendements espérés.

Ceci dit, les études plus récentes menées sur cette question concluent que les dépenses d'intrants chimiques tendent généralement à diminuer sur les cultures assurées (Smith et Goodwin, 1996 ; Quiggin, Karagiannis et Stanton, 1993 ; Babcock et Hennessy, 1996 ; Wu, 1999).

Les effets analysés dans les études présentées ci-dessus ne concernent cependant que les effets de l'assurance à la marge intensive, *i.e.* pour une culture donnée. Cependant les effets à la marge extensive de l'assurance des récoltes peuvent être également importants. Dans cette logique, Feinerman, Herriges et Holtkamp (1992) montrent qu'un agriculteur peut accroître son utilisation de pesticides lorsqu'il assure financièrement certaines de ses récoltes. En effet, un agriculteur assuré peut choisir d'augmenter ses surfaces des cultures les plus risquées. Dès lors, si les cultures les plus risquées sont aussi celles qui requièrent les quantités de pesticides les plus importantes, l'acquisition d'assurance par cet agriculteur s'accompagne d'une augmentation de sa consommation de pesticides.

Wu (1999) montre que l'assurance des récoltes du maïs au Nebraska tend à accroître l'assolement en maïs des agriculteurs du Nebraska au détriment des surfaces en prairie. En fait cet effet à la marge extensive (extension des surfaces consacrées au maïs) sur-compense l'effet de l'assurance sur l'utilisation des pesticides sur les cultures de maïs (baisse des dépenses de pesticides par unité de surface de maïs). Aussi, l'assurance des récoltes de maïs, tous effets compris, tend à accroître les dépenses de pesticides. Soule, Nimon and Mullarkey (2000) et LaFrance, Shimshack et Wu (2001) recensent les études qui aboutissent aux mêmes conclusions.

Cependant dans ce cas, il est difficile de distinguer ici l'effet de ce qui est dû à l'effet d'assurance (effet de choix de portefeuille décrit par Feinerman, Herriges et Holtkamp, 1992) et de ce qui est dû à l'effet de subvention engendré par un système d'assurance des récoltes largement bénéfique pour les agriculteurs américains. En effet, puisque les agriculteurs perçoivent en moyenne plus d'indemnités qu'ils ne versent de prime, il est évident que le système d'assurance en vigueur aux Etats-Unis permet de verser des subventions aux cultures (hors prairies) assez proches dans leurs effets sur les choix d'assolement de celui utilisé dans l'UE pour les grandes cultures entre 1992 et 2003 (Just, Calvin et Quiggin, 1999).

2.7.2.3. L'assurance récoltes et en tant qu'instrument de réduction de l'utilisation des pesticides

L'expérience américaine tend à prouver que l'assurance financière des récoltes est un instrument peu approprié pour la réduction de l'utilisation des pesticides (Oskam, Vijftigschild et Graveland, 1997). D'une part il est difficile de spécifier des contrats non déficitaires. D'autre part il n'est pas certain qu'un agriculteur dont les cultures sont assurées utilise moins d'intrants qui réduisent les risques de production, dont les pesticides. En fait, ces trois points sont liés.

Les contrats d'assurance financière des récoltes assurent l'ensemble des risques productifs. Le risque phytosanitaire n'est qu'un élément de ces risques. Ensuite, les agriculteurs peuvent être exposés à des risques différents (et qui plus est corrélés). Enfin, les agriculteurs disposent d'autres moyens de gérer leurs risque de revenu que d'utiliser des pesticides. Ils peuvent diminuer leurs utilisations d'intrants qui génèrent des risques productifs, utiliser des pratiques moins risquées et/ou diversifier leurs assolements. Définir des contrats d'assurance tenant compte des effets que ces contrats peuvent avoir sur les choix des agriculteurs et des différences de risque entre exploitations est nécessaire pour 1) que ces contrats ne soient pas déficitaires et 2) que ces contrats permettent une diminution de l'utilisation des pesticides (si toutefois cela est possible).

En tout état de cause, il semble que l'assurance financière des récoltes est un instrument difficile à mettre en œuvre pour la réduction de l'utilisation des pesticides. Cependant, ce point concerne essentiellement le cas des grandes cultures, ou tout au moins des cultures annuelles.

En effet, les producteurs de cultures pérennes ont, en dehors de l'utilisation de pesticides, peu d'options pour gérer leur risque de revenu. Définir des contrats d'assurance non déficitaires semble en tous cas moins difficile pour ces cultures que pour des cultures annuelles. Ceci offre une piste de

recherche intéressante dans l'optique de la détermination d'un instrument permettant à la fois de réduire les utilisations de pesticides et le risque de revenu des producteurs.

Il convient néanmoins de rappeler que des contrats d'assurance non déficitaires ne permettront au mieux que d'éliminer la part des pesticides qui est utilisée par les agriculteurs pour contrôler la variabilité de leur production (ou de leur revenu). Que cette part soit importante ou non est une question empirique qui n'a pas été traitée à notre connaissance.

2.8. Remarques conclusives

Beaucoup de travaux ont été conduits sur l'analyse de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs, tout au moins d'un point de vue théorique. Les plus anciens considèrent les mécanismes économiques classiques et s'appuient essentiellement sur une logique de rapports de prix. Elles insistent sur l'importance des effets des politiques économiques de moyen-long terme, l'horizon de temps nécessaire à des ajustements de la part des agriculteurs (et des autres agents économiques concernés). Les plus récents considèrent plus en détails l'intérêt des effets contre-aléatoires des pesticides pour les agriculteurs avertis face au risque.

Malheureusement, les études empiriques permettant de tester ou de quantifier certains effets d'intérêt demeurent peu nombreuses. Ceci s'explique probablement par des problèmes de disponibilités de données et par la difficulté de certaines estimations. En particulier, les études sur l'attitude face au risque des agriculteurs sont relativement complexes. De même, ces études empiriques mettent en évidence l'importance des effets des choix d'assolement, de fertilisation, ... sur les dépenses de pesticides des agriculteurs. L'exemple des effets pervers du système d'assurance récolte américain est à cet égard particulièrement illustratif.

La prise en compte de l'ensemble de ces effets, bien que théoriquement nécessaire, est difficile empiriquement. Ce point rejoint celui de la simultanéité des mécanismes économiques.

De plus, ces études sont pour la plupart Nord-américaines. Les résultats sont difficilement transposables directement au cas européen. En particulier, ces études tendent à négliger l'impact des relations entre fertilisation (et les autres techniques visant à accroître les rendements des cultures) et la protection phytosanitaire qui semblent très importantes dans l'agriculture européenne qui utilise des pratiques culturales très intensives.

En tout état de cause, ces études tendent à montrer que l'agriculture européenne est à court terme dépendante des pesticides chimiques, tant d'un point de vue technique qu'économique, ce qui plaide en faveur d'une mise en place progressive de politiques de régulation des pollutions par les pesticides. Cependant, ces conclusions doivent être modulées en fonction des cultures considérées.

Les grandes cultures sont dépendantes des pesticides chimiques à court terme mais des solutions applicables à moyen long terme commencent à voir le jour pour certaines cultures (Nolot et Debaeke, 2003 ; Rolland *et al.*, 2003 ; ...). En outre, contrairement à la production de cultures pérennes, la production de grandes cultures a l'avantage d'offrir des marges de manœuvre en matière de rotations culturales. Pourtant, il est ici nécessaire de tenir compte des récentes réformes de la PAC pour ces cultures. Si les pratiques culturales semblent à ce jour avoir été peu affectées par les baisses de prix des céréales et des oléo-protéagineux, il semble que les producteurs soient encore en phase d'adaptation à ce nouveau contexte économique. En particulier, les aides compensatoires qui leur sont versées leur permettent (tout au moins à court terme) de maintenir en partie leur niveau de revenu sans modifier significativement leurs pratiques. Mais l'évolution des rapports de prix des intrants chimiques sur le prix des produits agricoles les incite selon toute vraisemblance à mettre en œuvre des pratiques culturales plus économes en intrants chimiques. Cette demande a par exemple été anticipée par des chercheurs de l'INRA. Cette évolution vraisemblable ira dans le sens d'une réduction de l'utilisation de pesticides et des pollutions d'origine agricole en général.

Les cultures maraîchères, fruitières, horticolas et viticoles, qui seront regroupées sous le terme de cultures spéciales, sont nettement plus dépendantes des pesticides chimiques que les grandes cultures, tant à court terme qu'à moyen-long terme. Cette dépendance est technique et économique. Ces cultures sont très sensibles aux insectes et attaques fongiques d'un point de vue quantitatif et d'un point de vue qualitatif, et ce d'autant plus qu'ils sont produits selon des pratiques intensives. Elles requièrent donc une protection phytosanitaire efficace. En outre ces cultures sont généralement mises en œuvre sur des exploitations spécialisées et sur des petites surfaces. Dans ce contexte, les considérations relatives au risque apparaissent comme prépondérantes. Or force est de constater que la lutte chimique présente de solides arguments en terme d'efficacité technique et de sécurité.

La partie suivante s'intéresse plus spécifiquement à l'intérêt des systèmes de production économes en intrants chimiques, en particulier aux techniques de la protection phytosanitaire intégrée. Elle prolonge de manière naturelle l'analyse conduite dans cette partie en essayant de répondre aux deux questions suivantes :

- Quels sont les freins à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques, notamment d'un point de vue économique ?
- Comment stimuler l'adoption de ces pratiques ?

Ces deux questions sont intimement liées puisque les réponses à la première nourrissent les réponses à la seconde.

3. ADOPTION DES PRATIQUES ECONOMES EN PESTICIDES

<u>3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs</u>	107
<u>3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides</u>	110
<u>3.2.1. Les pratiques ne modifiant que la protection phytosanitaire</u>	111
<u>3.2.2. Les pratiques affectant la protection phytosanitaire et les autres choix de production</u>	114
<u>3.2.3. Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides</u>	115
<u>3.3. L'exemple des techniques de dépistage</u>	117
<u>3.3.1. Les coûts directement liés au dépistage</u>	118
<u>3.3.2. Utilisation des techniques de dépistage : un cas simple</u>	120
<u>3.3.3. Choix de l'agriculteur et valeur économique du dépistage dans le cas simple</u>	121
<u>3.3.4. Les coûts implicites de l'utilisation du dépistage</u>	123
<u>3.3.4. Valeur du dépistage et contexte économique</u>	126
<u>3.3.5. Conclusions quant à l'effet du contexte économique sur l'utilisation et l'intérêt du dépistage</u>	128
<u>3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques</u>	130
<u>3.4.1. Les pratiques culturales de l'agriculture française par rapport à celles d'autres pays</u>	130
<u>3.4.2. Les déterminants et les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée : l'expérience américaine</u>	134
<u>3.4.3. La production intégrée en Europe</u>	145
<u>3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques</u>	151
<u>3.5.1. Approches économiques de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies</u>	151
<u>3.5.2. Utilisation de nouvelles technologies : le rôle du contexte économique</u>	154
<u>3.5.3. Adoption de nouvelles technologies et choix d'investissement</u>	157
<u>3.5.4. Adoption de nouvelles technologies, incertitude et information</u>	158
<u>3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation</u>	167
<u>3.6.1. Relations entre formation/conseil et capital humain/information/temps de travail</u>	167
<u>3.6.2. Formation, conseil et contexte économique</u>	169
<u>3.7. Le rôle de l'agro-fourriture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires</u>	172
<u>3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique</u>	173

3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs

Il est souvent avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, *i.e.* qu'ils utilisent les pesticides même lorsque cela ne paraît pas justifié. Cette éventuelle « sur-utilisation » de pesticides impliquerait que l'utilisation de techniques de production plus économes en pesticides, et en particulier le dépistage des infestations, serait une stratégie gagnante-gagnante (*win-win*) au sens de Porter (voir, *e.g.*, Porter et van der Linde, 1995). En effet, adopter ces pratiques non seulement réduirait l'utilisation des pesticides et donc leurs pollutions mais accroîtrait le revenu des agriculteurs.

La plupart des économistes, en vertu de l'utilisation du principe de rationalité, tendent à rejeter l'idée selon laquelle les agriculteurs « gaspilleraient » les pesticides.⁵⁸ S'il est possible que certains agriculteurs soient réellement inefficaces dans l'utilisation des pesticides, la plupart d'entre eux les utilisent d'une manière efficace étant donnés leurs objectifs, le contexte économique dans lequel ils évoluent et les contraintes aux-quelles ils font face. Aussi, s'ils utilisent trop de pesticides du point de vue de la société, ils ne les gaspillent pas de leur propre point de vue.

Il existe actuellement des techniques de production qui permettraient d'utiliser moins de pesticides que dans le cadre des pratiques actuellement mises en oeuvre. Or ces techniques de production ne sont pas ou sont trop peu utilisées. Comme cela sera vu dans la suite, ce constat est valide tant en France, qu'en Europe ou aux Etats-Unis.

L'un des principaux objectifs de cette partie est de mettre en évidence les facteurs qui expliquent cet état de fait. Bien entendu ces facteurs incluent le contexte économique, et en particulier des rapports de prix encore favorables à l'utilisation de pesticides, mais pas seulement. En considérant explicitement les changements de technologies comme des investissements de long terme et considérant explicitement l'information et le capital humain (le capital humain d'un exploitant étant le stock de connaissances qu'il utilise pour son activité : formation et expérience) comme des facteurs de production coûteux, l'approche économique permet d'expliquer (ou de « rationaliser ») les choix technologiques actuels des agriculteurs.

Cette partie présente dans un premier temps les éléments nécessaires à l'analyse des choix technologiques des agriculteurs avant de procéder à cette analyse et d'en tirer des conclusions pour la mise en place des politiques de régulation de l'utilisation des pesticides.

La seconde section de cette partie dresse une typologie « économique » des différentes pratiques économes en pesticides actuellement disponibles. Bien entendu, cette typologie recoupe largement celle du chapitre 4. Elle permet de montrer que plus les pratiques de production conventionnelles sont intensives en matière d'utilisation d'intrants chimiques, plus l'adoption de pratiques économes en pesticides doit être vue comme un changement radical qui implique non seulement des modifications au niveau de la gestion du risque phytosanitaire, mais également au niveau de la fertilisation voire des choix de production des agriculteurs.

La section 3.3. analyse les problèmes liés à l'utilisation des techniques de dépistage des infestations qui est, de notre point de vue, emblématique en ce qui concerne la question de l'adoption des pratiques économes en pesticides. D'une part, cette analyse met en évidence le rôle du capital humain des agriculteurs et de l'information (et donc du risque de production) en tant que facteurs de production essentiels pour la maîtrise des pratiques de production agricole économes en pesticides. D'autre part, elle permet d'illustrer simplement les effets du contexte économique sur l'adoption d'une technologie de production utilisatrice d'information.

⁵⁸ Et, par conséquent, l'idée de Porter selon laquelle le renforcement des politiques de préservation de l'environnement pourrait à la fois accroître l'efficacité économique privée des entreprises et la qualité de l'environnement (Jaffee, Newell et Stavins, 2002).

La section 3.4. synthétise les résultats des études ayant abordé empiriquement la question de l'adoption (et de la diffusion) des pratiques économes en pesticides. Elle présente les principaux déterminants et les principaux effets de cette adoption. Elle confirme le rôle du conseil, du capital humain, de la disponibilité d'une main d'œuvre abondante et de la question du risque pour l'adoption de ces pratiques. Elle permet également de montrer que, tout au moins en Europe, les techniques de la production intégrée (dans le sens pratiques à bas niveaux d'intrants chimiques) ne sont pas sensiblement plus rentables que les pratiques de production conventionnelles. Ce résultat fonde l'intérêt des mesures d'incitations économiques pour la réduction de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs.

La cinquième section reprend les arguments et résultats des sections précédentes dans le cadre d'une modélisation des choix de technologies de production des agriculteurs. De ce point de vue elle peut être considérée comme l'élément central de cette partie.

Le modèle utilisé part du principe qu'un changement de technologie est un investissement de long terme. Cette modélisation vise à mettre en évidence les différents déterminants de l'utilisation et de l'adoption de technologies de production agricole « intensives en connaissance et en utilisation d'information ».

Cette section distingue de manière explicite la question de l'adoption d'une innovation technique de celle de son utilisation. Dans la phase d'utilisation d'une technologie il est supposé que cette technologie est maîtrisée par le producteur.

Dans le cas des techniques de production agricole, et plus encore dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques, lorsqu'il considère l'adoption d'une innovation le producteur est incertain en ce qui concerne ses performances. Aussi la perception par les agriculteurs des performances des innovations techniques et les mécanismes d'apprentissage sont des éléments-clé pour la compréhension de l'adoption (ou non) de ces innovations.

Tout au long de cette section, l'analyse des mécanismes de décision des agriculteurs est complétée par celle des mesures de politique potentiellement efficaces pour stimuler l'adoption de pratiques économes en intrants chimiques.

Etant données leurs caractéristiques, les pratiques économes en intrants chimiques requièrent un environnement technologique de qualité pour se diffuser, notamment en matière de formation et de conseil. Cette question est abordée dans la section 3.6. La septième section présente une analyse (malheureusement très succincte) du rôle des secteurs en amont et en aval du secteur de la production agricole vis-à-vis de l'adoption des pratiques économes en pesticides.

Avant d'aborder l'analyse « strictement » économique des déterminants de l'utilisation des pratiques économes en pesticides et pour conclure cette introduction, nous présentons brièvement les travaux concernant les déterminants non « strictement » économiques des choix de technologie des agriculteurs.

De plus en plus, les économistes tiennent compte des déterminants non-économiques des décisions des agriculteurs. En ce qui concerne les pesticides, les travaux des économistes se sont orientés dans deux directions : celle de la santé des agriculteurs et des travailleurs agricoles et celle des attitudes pro-environnementales des agriculteurs.

Par exemple, Antle et Pingali (1994) et Antle, Cole et Crissman (1998)⁵⁹ mettent en évidence les liens directs entre l'utilisation de pesticides, la santé des travailleurs de l'agriculture et la productivité de ces mêmes travailleurs, aux Philippines et en Equateur. Ils montrent que dans ce cas la réduction de l'utilisation de certains pesticides est une stratégie qui est pleinement justifiée: tant d'un point de vue purement économique (revenu agricole) que du point de vue de la santé des travailleurs agricoles ou du point de vue de l'environnement. Cette stratégie est ici gagnante-gagnante, (au sens de Porter). Il est cependant difficile de savoir s'il est possible de transposer ces résultats pour les pays développés : les produits utilisés sont différents, les enjeux économiques de l'utilisation des pesticides sont différents pour les travailleurs agricoles et la formation des travailleurs agricole est différente. Dans

⁵⁹ Voir également Crissman, Cole et Carpio (1994).

une logique un peu différente, certains auteurs montrent que les pré-occupations des agriculteurs pour leur propre santé ou celle de leurs employés ont un impact sur leurs choix de stratégie de protection phytosanitaire en termes qualitatifs (Hubbell et Carlson, 1998) ou en termes quantitatifs (Harper et al., 1990 ; Harper et Zilberman, 1992).

De même, il est montré que certains agriculteurs sont prêts à sacrifier une partie de leur revenu pour adopter des pratiques plus respectueuses de la protection de l'environnement. Cette attitude altruiste (ou liée à la construction d'une meilleure image du métier d'agriculteur) de certains agriculteurs a été démontrée en Belgique dans le cadre de l'adoption de mesures agri-environnementales (Dupraz, Vermersch, Henry de Frahan et Delvaux, 2003). Dans ce cas spécifique, cette attitude pro-environnementale a été mise en évidence aux Etats-Unis (Lohr, Park et Higley, 1999). Dans une logique similaire, Falconer et Hodge (2001) considèrent que montrer aux agriculteurs les effets bénéfiques sur l'environnement de leurs changements de pratiques est un élément à considérer pour l'acceptabilité des politiques de régulation des pollutions.

Des sociologues utilisent également ces arguments pour montrer que les politiques de régulation des pollutions pourraient plus s'appuyer sur le volontariat des agriculteurs qu'elles ne le font dans les pays où ces politiques sont réellement mises en place. Une étude comparant les dynamiques de changement au Danemark et au Pays Bas (Bager et Proost, 1997) tente de discerner ce qui, dans les changements de comportement des agriculteurs, provient des différentes formes de régulation mises en place (réglementations, incitations financières, auto-régulation basée sur la formation et le volontariat) et d'une évolution des valeurs, points de vue et représentations des agriculteurs. Ils montrent, malgré la difficulté d'un tel exercice, que l'importance des modes de régulation volontaire est sous-estimée et que l'efficacité des mesures obligatoires dépend, pour une large part, de leur cohérence avec les premières. Ces résultats indiquent que les agriculteurs ne retourneraient pas forcément à leurs anciennes pratiques si les mesures incitatives étaient levées. Les changements sont durables car ils ont affecté les ressorts internes de la prise de décision (ce que les économistes nomment les préférences des agriculteurs). Ces enquêtes révèlent que si généralement les agriculteurs reconnaissent la nécessité de mesures de régulation législative, ils sont très critiques quant à la manière dont ces mesures sont justifiées et introduites, cela est alors fortement susceptible de freiner le volet de mesures basé sur le volontariat.

Dans tous les cas, les études économiques considérant ces éléments montrent que les effets de l'attitude pro-environnementale sont très variables au sein de la population des agriculteurs. Les éléments environnementaux semblent plus jouer au niveau du choix des pratiques utilisées qu'au niveau des quantités utilisées (Lohr, Park et Higley, 1999). Certains agriculteurs sont prêts à utiliser des pratiques qui diminuent leur revenu, cette perte étant compensée de leur point de vue par la satisfaction d'avoir contribué à la protection de l'environnement. Cette attitude est analogue à celle des consommateurs qui achètent des produits plus chers que les produits conventionnels mais dont la production et/ou la commercialisation est conforme à certaines de leurs valeurs (protection de l'environnement, commerce équitable, ...). Cette attitude s'observe particulièrement chez les agriculteurs les plus jeunes et les mieux formés. Aussi, développer la sensibilité environnementale des agriculteurs (et les prévenir quant aux effets négatifs des pesticides sur leur santé, tout au moins leur rappeler) est un autre effet positif d'une politique de formation des agriculteurs. Elle favorise des choix en faveur de l'utilisation de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Ceci dit, une grande majorité des agriculteurs semblent peu sensibles aux effets environnementaux de leurs choix, comme l'est une grande majorité des consommateurs.

3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides

Le chapitre 4 présente les approches permettant de réduire l'utilisation des pesticides, d'un point de vue agronomique. Cette présentation s'organise principalement autour des mécanismes biologiques en jeu et des options stratégiques et tactiques que ces approches proposent aux agriculteurs. Cette section présente les pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides du point de vue des économistes.

Evidemment, il n'est pas question ici de présenter à nouveau l'ensemble des techniques, pratiques et mécanismes biologiques présentés dans le chapitre 4.⁶⁰ La typologie proposée ici met en avant le fait que ces pratiques reposent sur des choix d'intrants spécifiques, voire des choix de production spécifiques de la part des agriculteurs. Le but de cette présentation est de mettre en évidence les éléments nécessaires à une analyse coût/bénéfice de l'utilisation de ces pratiques du point de vue des agriculteurs.

Même si elle a été critiquée dans la partie 2, nous reprenons ici l'idée de la formalisation du rôle des pesticides dans la production agricole proposée par Lichtenberg et Zilberman (1986). Nous la généralisons afin de tenir compte de l'ensemble des facteurs affectant le rôle de la protection phytosanitaire dans l'élaboration des rendements agricoles (Carpentier, 1995 ; Carpentier et Weaver, 1997 ; Oude Lansink et Carpentier, 2001).

Nous considérons le cas d'une culture dont le rendement est noté \tilde{y} .⁶¹ La production de cette culture dépend des choix d'intrants des agriculteurs. Les quantités de pesticides seront notées z et les quantités des autres intrants (engrais, irrigation, semences...) seront notées x .⁶² La production dépend également de choix tactiques/stratégiques (dates des semis, travail du sol, ...) dont les caractéristiques seront notées t .

Le rendement obtenu dépend des sols utilisés, de l'environnement de l'exploitation (présence de haies, production des agriculteurs voisins, ...) dont les caractéristiques sont notées q , des conditions climatiques de l'année notées \tilde{c} , des caractéristiques sanitaires des parcelles notées \tilde{e} et des caractéristiques des précédents culturaux notées a_p .

La fonction de production considérée est de la forme suivante :

$$(1) \quad \tilde{y} = f(x, t, a_p, \tilde{c}, q) [1 - g(z, \tilde{e})] \text{ où } 0 \leq g(z, \tilde{e}) \leq 1.$$

Le terme $f(x, t, a_p, \tilde{c}, q)$ représente le rendement potentiel hors problèmes phytosanitaires. Il ne dépend que de l'utilisation des intrants productifs, des choix tactiques/stratégiques et des effets du précédent cultural sur la structure du sol et la disponibilité d'éléments nutritifs.

Le terme $g(z, \tilde{e})$ représente la part du rendement potentiel perdue à cause des problèmes phytosanitaires. Cette perte dépend essentiellement de deux termes : l'utilisation de pesticides z et de la pression phytosanitaire qui est ici caractérisée par le terme \tilde{e} . Elle dépend d'une part de la sensibilité de la culture aux infestations (la forme de $g(0, \tilde{e})$) et d'autre part de l'efficacité des pesticides contre ces infestations, *i.e.* des effets d'interaction entre z et \tilde{e} .

Un agriculteur connaît bien entendu x , z , t et a_p , puisqu'il les choisit ou les a choisis, il observe \tilde{c} et connaît q , $f(\cdot)$ et $g(\cdot)$, ne serait-ce que par expérience.

Les variables x , t , a_p , \tilde{c} et q sont définies de sorte à représenter leurs effets productifs, aussi on a :

$$(2) \quad \frac{\partial f(x, t, a_p, \tilde{c}, q)}{\partial \alpha} \geq 0 \text{ avec } \alpha \equiv x, t, a_p, \tilde{c} \text{ ou } q.$$

De même, les infestations sont supposées détériorer les rendements et les pesticides sont supposés contrer les effets des infestations. Formellement, ces relations s'écrivent :

$$(3a) \quad \frac{\partial g(z, \tilde{e})}{\partial e} \geq 0,$$

⁶⁰ Nous en serions tout simplement incapables.

⁶¹ Les termes notés avec un *tild* sont des termes aléatoires.

⁶² Les éléments vectoriels sont notés en gras.

$$(3b) \quad \frac{\partial g(\mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{z}} \leq \mathbf{0},$$

et :

$$(3c) \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{z} \partial \mathbf{e}'} \geq \mathbf{0}.$$

Cette forme de fonction de production permet d'analyser schématiquement les différentes options offertes aux agriculteurs en matière de protection phytosanitaire.

3.2.1. Les pratiques ne modifiant que la protection phytosanitaire

Parmi les pratiques permettant de réduire l'utilisation des pesticides, certaines ne modifient que les utilisations de pesticides. Leur avantage est de réduire l'utilisation des pesticides sans modifier les autres choix des agriculteurs. En particulier, ces techniques ne modifient pas les rendements potentiels $f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{e}}, \mathbf{q})$.

3.2.1.1. La substitution des pesticides

La méthode la plus simple de réduire l'utilisation des pesticides est de remplacer ces produits par des substituts directs, *i.e.* par des pratiques ou d'autres « intrants » remplissant les mêmes fonctions. La lutte biologique contre les ennemis des cultures entre dans cette catégorie, tout comme le désherbage mécanique.⁶³

De même, choisir les pesticides de manière à préserver les populations d'auxiliaires pour la lutte contre les ennemis des cultures fait partie d'une stratégie de substitution des pesticides (par les auxiliaires) dans leur rôle de contrôle des infestations des cultures.

Ensuite, choisir des variétés résistantes permet de substituer directement la résistance de la plante cultivée à l'utilisation de pesticides.

Nous noterons \mathbf{r} les résistances des plantes cultivées et \mathbf{s} les techniques alternatives à l'utilisation de pesticides. Ces éléments jouant un rôle identique à celui des pesticides, ils interviennent dans la fonction de dommage $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})$ selon les propriétés définies par :

$$(4a) \quad \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{r}} \leq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{s}} \leq \mathbf{0},$$

et :

$$(4b) \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{r} \partial \mathbf{e}'} \leq \mathbf{0} \quad \text{et} \quad \frac{\partial^2 g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{s} \partial \mathbf{e}'} \leq \mathbf{0}.$$

Il semble cependant exister relativement peu de substituts directs aux pesticides aussi efficaces que ces produits, en dehors de certains cas spécifiques de mécanismes de lutte biologique et des variétés résistantes à certains prédateurs, tout au moins pour l'instant.

3.2.1.2. Gérer les phénomènes de résistance

Gérer les phénomènes de résistance suit une logique spécifique. Il s'agit de préserver l'efficacité des pesticides utilisés en ne favorisant pas l'émergence des populations de prédateurs résistants. Cette gestion du « stock » de résistance peut utiliser deux leviers : un levier qualitatif en alternant les

⁶³ Aux Etats-Unis, cette substitution entre le travail du sol et les herbicides est bien connue. Cependant si l'utilisation d'herbicides génère des problèmes de pollution des eaux, le travail du sol est à l'origine de problèmes d'érosion des sols (Miranowski, 1980 ; Fuglie et Kascak, 2001).

pesticides utilisés contre un même déprédateur ou un levier qualitatif en réduisant l'utilisation d'un pesticide pour réduire la pression de sélection que cette utilisation induit sur la population des déprédateurs. La gestion des phénomènes de résistances concernent les pesticides les plus spécifiques et les déprédateurs à fort taux de reproduction.

Pour les déprédateurs les plus mobiles, la gestion des résistances suppose une coordination entre agriculteurs (Clark et Carlson, 1990 ; Wilson et Tisdell, 2001).

3.2.1.3. Réagir aux infestations grâce à leur dépistage

Raisonnement tactiquement la protection phytosanitaire raisonnée revient simplement à adapter les choix de pesticides z aux conditions d'infestations des parcelles \tilde{e} . Le rôle du dépistage des infestations (et des calculs de seuils d'intervention) est de permettre d'ajuster la protection phytosanitaire au niveau constaté des infestations. D'un point de vue formel, le résultat d'un dépistage est un niveau d'infestation estimé ou un signal \hat{e}_d dépendant du niveau d'infestation réel \tilde{e} et d'éventuelles erreurs de dépistage notées \hat{e}_d :

$$(5) \quad \hat{e}_d \equiv \tilde{e} + \hat{e}_d$$

Si ce signal est suffisamment « précis », *i.e.* lorsque l'erreur d'estimation est suffisamment « petite », alors l'estimation de l'infestation est « bonne » et peut donc être utilisée comme base d'intervention.

Le dépistage peut être réalisé par les agriculteurs eux-mêmes ou par des dépisteurs professionnels. Les Etats-Unis, voire la Grande-Bretagne, disposent d'un marché du dépistage.

Le recours au dépistage pose cependant deux problèmes essentiels. Le premier est que s'il est facile pour un agriculteur d'intervenir lorsqu'une infestation est constatée, il peut être plus difficile pour lui de ne pas intervenir lorsque l'infestation n'est pas constatée. En effet, il est toujours plus difficile d'affirmer qu'une infestation est présente que d'affirmer qu'elle ne l'est pas. Aussi, la question d'intervenir ou pas même sans « preuve » d'infestation peut se poser et ce d'autant plus que l'agriculteur est averse au risque, qu'il doit « assurer » son rendement ou que les pesticides sont peu onéreux.

Le second problème lié à l'utilisation du dépistage est que cette technique est inutile pour les infestations que l'agriculteur ne peut constater que lorsqu'il lui est impossible d'intervenir, *i.e.* lorsqu'il n'existe pas de traitement curatif de l'infestation ou lorsque les dommages sont commis dès que l'infestation est constatée. De même, la pratique du dépistage est coûteuse et/ou dangereuse dans le cas d'infestations qui se développent rapidement.

Cependant, entre le dépistage pour traitement curatif et la pratique des traitements systématiques, il existe des techniques permettant de piloter assez finement la protection phytosanitaire, bien que de manière préventive. Il s'agit des techniques de prévision. Il existe en fait plusieurs types de techniques de prévision. Nous présentons ici deux cas « polaires » : les prévisions issues de modèles de dynamique des populations et celles issues de la connaissance du fonctionnement des écosystèmes agronomiques.

3.2.1.4. Utiliser des prévisions des infestations

La première combine le dépistage et la connaissance de la dynamique des populations des ennemis des cultures pour prédire l'évolution de certaines infestations. Ces prédictions peuvent être calculées par des organismes tels que les SRPV ou être implicitement réalisées par les agriculteurs eux-mêmes.

En effet, un agriculteur victime d'une attaque fongique significative l'année précédente peut légitimement penser qu'une quantité importante d'*innocula* est présente sur les parcelles infestées. Lorsque les conditions climatiques sont favorables au développement de ces *innocula* il s'attend donc à une infestation potentiellement dommageable pour ses cultures pour la campagne en cours.

Ces prédictions reposent souvent sur les liens existant entre les conditions climatiques notées \tilde{c} ici et l'évolution des populations des déprédateurs. Nous formaliserons ces liens sous la forme de la fonction :

$$(6) \quad \hat{e} \equiv e(\tilde{c}, \tilde{e}_p) + \hat{e}_p$$

qui indique que les infestations de la campagne en cours dépendent des conditions climatiques de la campagne en cours, des infestations constatées à un niveau précoce : \tilde{e}_p , d'une fonction de prévision $e(\cdot)$ et d'une erreur de prévision \hat{e}_p .

3.2.1.5. Anticiper les infestations

La seconde utilise d'une part la connaissance des effets agronomiques des intrants et techniques utilisés. Il est question ici d'anticipations et non de prévisions dans la mesure où les infestations vraisemblables sont connues en début de campagne, même si ces anticipations peuvent ensuite être réactualisées par l'obtention d'informations obtenues en cours de campagne : résultats de dépistage, de prévisions et/ou simples observations climatiques. Différentes études agronomiques montrent par exemple l'importance des interactions entre les pesticides, les fertilisants, les types de semences sélectionnées, les dates de semis et les densités de semis, ... au sein de la production agricole, notamment en grandes cultures (e.g., Meynard, 1991 ; Viaud, 1993). Les semences productives sont souvent peu résistantes et requièrent une protection chimique. L'utilisation d'engrais favorise l'obtention de rendements élevés mais également le développement d'adventices. Des semis précoces allongent la durée de développement et de croissance des cultures, ce qui accroît l'efficacité des engrais mais expose les cultures à de nouveaux déprédateurs. Une densité de semis élevée accroît l'efficacité des engrais mais favorise le développement des maladies affectant les cultures. La simplification des rotations culturales accroît le risque de certaines infestations, notamment lorsque la plante cultivée est l'hôte ou la nourriture privilégiée de certains déprédateurs.

Dans cette logique d'anticipation, l'expérience de l'agriculteur joue un rôle fondamental. En effet, si les mécanismes biologiques et agronomiques en jeu sont toujours les mêmes, leurs importances relatives dépendent d'une part du contexte pédo-climatique de l'exploitation et d'autre part de son historique de production ou de son historique en terme d'infestation, ...

Les exemples précédents montrent qu'en général l'ensemble des choix qui tendent à accroître le rendement potentiel $f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{c}, \mathbf{q})$ tendent également à stimuler les risques phytosanitaires dont l'effet est mesuré par $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{e})$. Formellement, cette idée implique que les niveaux d'infestation \tilde{e} ne sont pas complètement exogènes vis-à-vis des choix de production des agriculteurs. Aussi la distribution de \tilde{e} dépend en partie des choix des agriculteurs pour la campagne en cours : \mathbf{x} , \mathbf{z} et \mathbf{t} , de ses choix passés : \mathbf{a}_p et, bien entendu, des caractéristiques de l'exploitation \mathbf{q} et des conditions climatiques de l'année \tilde{c} . Aussi, nous définirons maintenant \tilde{e} comme une fonction dépendant de \mathbf{x} , \mathbf{t} , \mathbf{a}_p , \tilde{c} , \mathbf{q} , des éléments déclencheurs des infestations notés \tilde{e}_p et de leurs interactions :

$$(7) \quad \tilde{e} \equiv e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{c}, \mathbf{q}, \tilde{e}_p)$$

avec :

$$(8) \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{c}, \mathbf{q}, \tilde{e}_p)}{\partial \tilde{e}_p} \geq 0, \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{c}, \mathbf{q}, \tilde{e}_p)}{\partial \mathbf{x}'} \geq 0 \quad \text{et} \quad \frac{\partial e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{c}, \mathbf{q}, \tilde{e}_p)}{\partial \mathbf{t}'} \geq 0.$$

La série d'inégalités (8) traduit le fait que les techniques de production permettant d'accroître les rendements potentiels sont également souvent génératrices de risques phytosanitaires. Aussi, anticiper

ces effets conduit à anticiper des infestations relativement fréquentes et dommageables dans le cas des productions ayant des rendements objectifs élevés (Meynard, 1991 ; Viaud, 1993).

3.2.2. Les pratiques affectant la protection phytosanitaire et les autres choix de production

Les mécanismes agronomiques et biologiques décrits ci-dessus sont à l'origine de l'idée de la forte complémentarité entre les pesticides et les autres techniques de production intensives développée dans la partie 1.⁶⁴

Les pesticides « protègent » un rendement potentiel construit à partir de l'utilisation d'intrants « purement » productifs (engrais, variétés productives, semis denses, ...) et de techniques de production visant à accroître le rendement potentiel (semis précoces, ...), ce qui constitue une première source de complémentarité entre d'une part les pesticides et d'autre part les techniques et les intrants visant à accroître le rendement potentiel. La seconde source de complémentarité est liée à l'effet de ces intrants et techniques « purement » productive sur le risque phytosanitaire.

Ces sources de complémentarité peuvent être mises en évidence par le calcul de l'effet croisé entre les pesticides z et les intrants productifs x . L'effet croisé entre z et t est de forme similaire.

Le calcul de l'effet de x sur le rendement \tilde{y} à partir de la fonction de production représentant l'ensemble des effets décrits jusqu'ici :

$$(9) \quad \tilde{y} = f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) [1 - g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})] = f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) [1 - g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \mathbf{e}(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p))],$$

donne :

$$(10) \quad \frac{\partial \tilde{y}}{\partial \mathbf{x}} = \frac{\partial f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q})}{\partial \mathbf{x}} [1 - g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})] - f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) \frac{\partial \mathbf{e}(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p)'}{\partial \mathbf{x}} \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{e}}.$$

Le premier terme du membre de droite de (10) est positif. Il indique qu'à protection phytosanitaire constante, les intrants productifs accroissent le rendement par un effet de rendement potentiel. Le second terme est négatif. Il indique qu'à rendement potentiel constant, les intrants productifs tendent à accroître le risque phytosanitaire, ce qui se traduit par une perte potentielle de rendement.

L'effet croisé entre les pesticides z et les intrants productifs x sur le rendement est donné par :

$$(11) \quad \frac{\partial^2 \tilde{y}}{\partial \mathbf{x} \partial \mathbf{z}'} = \frac{\partial f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q})}{\partial \mathbf{x}} \frac{\partial g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{z}'} - f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) \frac{\partial \mathbf{e}(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p)'}{\partial \mathbf{x}} \frac{\partial^2 g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})}{\partial \mathbf{e} \partial \mathbf{z}'}.$$

Il est également composé de deux effets positifs qui décrivent les deux sources de complémentarité entre pesticides et intrants productifs. Le premier traduit la complémentarité naturelle entre les intrants de production et les intrants de protection. Le second provient de ce que les pesticides permettent de compenser l'effet des intrants productifs sur l'accroissement du risque phytosanitaire.

3.2.2.1. Les itinéraires techniques à bas intrants

Ces relations entre intrants de production et intrants de protection sont souvent vues comme une contrainte. En effet, lorsque les rendements objectifs sont élevés, l'utilisation des pesticides est requise pour deux raisons :

- protéger un rendement potentiel élevé

et :

- compenser l'effet sur le risque phytosanitaire des intrants et techniques visant à obtenir des rendements élevés.

Pourtant, à l'opposé ces relations peuvent également être vues comme des opportunités à exploiter pour réduire l'utilisation de pesticides. Cette logique est utilisée pour la conception des itinéraires techniques à bas intrants. Réduire les objectifs de rendements permet de réduire l'utilisation des intrants et des techniques qui permettent l'obtention de rendements élevés et, par là même, permet de

⁶⁴ Voir la sous-section 1.2.2. et le paragraphe 2.6.1.4.

réduire l'utilisation de pesticides selon les deux effets décrits précédemment, *i.e.* via les effets de \mathbf{x} et \mathbf{t} sur $f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q})$ et sur $e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p)$ (par conséquent sur $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})$).

Les itinéraires techniques à bas intrants concernent l'ensemble des choix productifs pour une culture donnée.

3.2.2.2. *La gestion du risque phytosanitaire par les rotations culturales*

Comme cela a été rappelé précédemment, la simplification des rotations culturales (spécialisation) favorise les phénomènes d'apprentissage et, par conséquent, accroît la maîtrise de ces pratiques culturales par les agriculteurs. Mais elle accroît également l'occurrence des infestations par les déprédateurs peu mobiles et qui requièrent la présence de la plante cultivée pour se reproduire et se développer. Alternier les cultures sur une même parcelle permet alors de gérer la structure, le stock de matière organique ou de nutriments du sol, mais permet également de priver certains déprédateurs de leur plante-hôte ou de leur nourriture privilégiée.

Cette stratégie a en outre l'avantage de diversifier l'assolement et donc de diversifier les risques de production.

Les rotations culturales concernent les choix de production des agriculteurs mais ne remettent pas en cause, tout au moins directement, les itinéraires techniques de production de chaque culture. Contrairement aux techniques à bas intrants, les rotations culturales jouent donc essentiellement sur $e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p)$ *via* les effets de \mathbf{a}_p (et par conséquent sur $g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})$).

3.2.3. *Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides*

Dans la suite nous appellerons « pratique alternatives à l'utilisation en pesticides » toute technique permettant de diminuer potentiellement l'utilisation des pesticides chimiques. En effet, il est parfois difficile de définir ce que recouvrent les termes de lutte biologique, de lutte intégrée, de lutte culturale, de production intégrée, de protection intégrée, ... et ce d'autant plus que plusieurs techniques ou stratégies sont utilisées conjointement.

3.2.3.1. *Complexité de l'utilisation des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides*

Il convient à ce propos de rappeler que, même dans le cadre du modèle de fonction de production développée ici :

$$\tilde{y} = f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) [1 - g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, \tilde{\mathbf{e}})] = f(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}) [1 - g(\mathbf{r}, \mathbf{s}, \mathbf{z}, e(\mathbf{x}, \mathbf{t}, \mathbf{a}_p, \tilde{\mathbf{c}}, \mathbf{q}, \tilde{\mathbf{e}}_p))]$$

l'utilisation « raisonnée » des pesticides apparaît comme très complexe car elle met en jeu beaucoup de connaissances agronomiques et biologiques. De même, l'efficacité comparée des différentes techniques utilisables dépend de la campagne considérée (climat, précédents culturaux, dynamique des infestations, ...) et des caractéristiques de l'exploitation (sols, rotations culturales, choix des agriculteurs voisins, ...).

Aussi, l'utilisation de pratiques économes en pesticides suppose, au minimum, que les agriculteurs disposent de connaissances assez fines des mécanismes agronomiques et biologiques en jeu, de temps pour piloter les techniques qu'ils utilisent et d'une certaine expérience pour savoir ou anticiper les effets des différentes techniques utilisables dans le contexte spécifique de leur exploitation.

3.2.3.2. *Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides et choix économiques*

La présentation précédente met en évidence une première typologie des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides, notamment en distinguant celles qui visent à gérer le risque phytosanitaire existant de celles qui visent à modifier ce risque phytosanitaire. Cette distinction est pertinente d'un point de vue économique.

Les pratiques visant à réduire l'utilisation des pesticides à risque phytosanitaire constant s'inscrivent dans une logique de substitution directe aux pesticides, l'utilisation de pesticides pouvant être « remplacée » par des auxiliaires (lutte biologique), des résistances variétales ou d'information (dépistage, prévision, ...). Intervenir pour l'utilisation de ces pratiques repose essentiellement sur deux leviers : réduire la rentabilité de la lutte chimique ou accroître la rentabilité des autres techniques de la lutte contre les ennemis des cultures, la rentabilité relative des différentes techniques étant un argument essentiel du choix des agriculteurs.

Les pratiques visant à réduire le risque phytosanitaire n'agissent qu'indirectement sur l'utilisation des pesticides et impliquent d'autres changements dans les choix des agriculteurs que ceux qui concernent directement la gestion du risque phytosanitaire existant. Se pose alors la question des rendements-objectifs (itinéraires techniques à bas intrants) ou celle des plantes cultivées (rotations culturales, lutte culturale). Aussi, agir pour l'utilisation de ces pratiques peut passer par l'emploi d'instruments variés : des instruments agissant sur les choix d'assolement, des instruments agissant sur les choix des rendements objectifs, voire sur le choix des variétés cultivées ... Il est important de noter ici que la baisse du prix des grandes cultures induite par la réforme de 1992 de la PAC est un élément très favorable à l'utilisation des techniques à bas niveaux d'intrants. De même, la réforme de 2003 du système d'aides à ces cultures pourrait également jouer un rôle important au niveau des rotations culturales puisque aucune culture n'est favorisée par le nouveau système. Néanmoins, intervenir pour l'utilisation de ces pratiques peut également passer par une action sur le coût de la lutte contre les ennemis des cultures.

3.3. L'exemple des techniques de dépistage

Cette section développe un modèle simple permettant d'analyser le problème de l'utilisation (et l'adoption) des techniques de dépistage par les agriculteurs, et de mettre en évidence leurs nombreux déterminants. Cette analyse aura par ailleurs l'avantage de présenter une des techniques de réduction de l'utilisation des pesticides les plus employées aux Etats-Unis, pays pour lequel nous disposons de nombreuses études.

Les techniques de dépistage apparaissent à bien des égards emblématiques de la question de l'adoption et de l'utilisation des pratiques économes en pesticides.

En effet, il est souvent avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, *i.e.* qu'ils utilisent les pesticides même lorsque cela ne paraît pas justifié, cette idée de « sur-utilisation » renvoyant à celle d'inefficacité ou de gaspillage. La plupart des économistes, en vertu de l'utilisation du principe de rationalité, tendent à rejeter cette idée d'inefficacité ou de gaspillage. Il existe en effet potentiellement de nombreux éléments permettant d'expliquer l'utilisation préventive (voire systématique) des pesticides par les agriculteurs. Ces éléments s'analysent d'un point de vue économique comme des éléments générateurs de coûts implicites à l'utilisation des techniques de dépistage qui sont souvent ignorées ou sous-estimées.

Parmi ces éléments, les plus importants semblent être le capital humain nécessaire pour la maîtrise des techniques visant à diminuer l'utilisation des pesticides et les risques associés à l'utilisation des techniques de dépistage.

Ensuite, contrairement aux autres pratiques économes en pesticides, les techniques de dépistage peuvent, sous certaines conditions, accroître les utilisations de pesticides.

Enfin, les techniques de dépistage sont génériques dans le sens où elles s'appliquent de manière similaire quelque soit le couple culture/déprédateur considéré. Elles sont beaucoup moins spécifiques que les autres pratiques permettant éventuellement de réduire l'utilisation de pesticides.

Les techniques de dépistage sont présentées en détail dans la section pour les raisons invoquées ici, *i.e.* pour montrer que les agriculteurs utilisant les pesticides de manière préventive (voire systématique) ne gaspillent pas nécessairement ces intrants et pour montrer le rôle essentiel du risque et du capital humain pour l'adoption des pratiques économes en pesticides. En outre, l'analyse de l'utilisation du dépistage permet de développer certains aspects très importants de l'adoption et de l'utilisation de pratiques économes en pesticides. A ce titre, les techniques de dépistage sont exemplaires.

La question du dépistage des infestations est celle posée par la production et l'utilisation d'une information produite en cours de campagne permettant aux agriculteurs d'ajuster au mieux leurs utilisations d'intrants au contexte réel de la production.⁶⁵ Dans le cas de la gestion du risque phytosanitaire, le dépistage produit une information qui est un signal lié aux niveaux réels des infestations des cultures.

Cette analyse débute par une étude des coûts directement liés à l'utilisation des techniques de dépistage. Ces coûts sont aisément mesurés lorsque les agriculteurs peuvent se procurer les services d'un dépisteur professionnel, ces coûts se résument au prix d'achat des services du dépisteur, mais sont plus difficilement évaluables dans le cas contraire. Là encore l'exemple du dépistage est exemplaire par rapport à l'utilisation des pratiques économes en pesticides. En effet, cet exemple met en avant l'importance du capital humain et de la disponibilité de l'agriculteur pour le pilotage de techniques autres que la protection phytosanitaire basée sur un calendrier de traitements préétabli.

⁶⁵ La question de l'utilisation des techniques de dépistage est similaire à celle de l'utilisation des techniques de prévision.

La suite de cette section développe un modèle simple visant à mettre en évidence les déterminants de la valeur du dépistage pour l'agriculteur ainsi que les coûts implicites liés à l'utilisation de cette technique. Peu de modèles ont été proposés pour analyser le problème de l'utilisation des techniques de dépistage par les agriculteurs et ses effets sur l'utilisation des pesticides. Carpentier (1993) a défini le modèle qui sera utilisé ici. Il considère le cas d'un agriculteur neutre au risque. Carpentier (1995 et 1996) étend ensuite son analyse au cas d'agriculteurs averses au risque, en s'inspirant des résultats développés pour l'analyse de l'information apportée par les experts en gestion des portefeuilles financiers (Gendron, 1988). Isik et Khanna (2003) utilisent une approche similaire à celles de Carpentier (1995, 1996) mais dans un cadre plus général pour analyser les effets de l'utilisation des techniques de l'agriculture de précision pour piloter l'utilisation d'engrais.⁶⁶

La dernière sous-section utilise l'analyse précédente pour étudier l'intérêt du dépistage dans le cas de l'agriculteur française.

3.3.1. Les coûts directement liés au dépistage

Lorsqu'il existe un marché de l'information, le coût du dépistage est égal à son prix de marché, si ce dernier est concurrentiel. De tels marchés existent depuis longtemps aux Etats-Unis (Carlson et Wetzstein, 1993) et au Royaume-Uni (Mumford, 1981). Carlson (1980) rappelle même qu'il existait des services privés de conseil en protection des cultures en Arkansas en 1930. Un agriculteur peut obtenir, contre paiement, les services d'un expert qui lui fournit des diagnostics sur l'état sanitaire de ses parcelles. Ces marchés sont pratiquement inexistantes en France, tout au moins à notre connaissance mais il convient de noter que les techniciens des Chambres d'Agriculture ou des Groupes de Développement Agricoles (GDA) tendent à proposer ce type de services.⁶⁷

Ceci dit, qu'un marché du dépistage existe ou non, les agriculteurs peuvent établir eux-mêmes un diagnostic de l'état sanitaire de leurs parcelles. Dans ce cas, le dépistage produit une information qui peut s'analyser comme une intra-consommation de l'agriculteur. Le processus de production de l'information peut être vu comme l'application de méthodes prédéterminées et être décomposé en deux phases. La première débouche sur l'évaluation des éléments nécessaires à la quantification du risque phytosanitaire. Elle utilise des techniques d'échantillonnage, de comptage et de mesure. Par exemple, le Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains (CETIOM) a mis au point des techniques d'évaluation des populations d'insectes nuisibles pour le colza. La seconde phase utilise les données recueillies pour déterminer une évaluation du risque d'infestation et comparer les résultats attendus des différentes alternatives de protection. Cette phase peut utiliser des logiciels de simulation⁶⁸, des tables d'évaluation préétablies et des seuils d'intervention. Schématiquement, quatre intrants sont nécessaires à la production de l'information :

- du matériel. L'évaluation des populations d'insectes peut se faire à l'aide de pièges⁶⁹. La quantification de certains paramètres météorologiques requiert des appareils de mesures spécifiques.
- des services spécifiques. Ces services peuvent être ceux d'un dépisteur, ceux d'un laboratoire d'analyses, voire ceux d'un conseiller en protection des cultures.
- du temps de travail. L'agriculteur doit surveiller le développement des cultures, repérer les symptômes d'infestation, réaliser des échantillonnages et synthétiser les données ainsi obtenues.

⁶⁶ Il est à noter que le cadre d'analyse des effets de l'information sur les comportements économiques développés par Milgrom (1981), puis par Milgrom et Shannon (1994), Athey (1998) et Athey et Levin (2001) permettraient vraisemblablement d'obtenir des résultats pertinents quant à la gestion du risque phytosanitaire.

⁶⁷ Une enquête menée en France (Carles, 1992) montre que les agriculteurs (47 % d'entre eux) s'informent souvent auprès des distributeurs des pesticides. Les informations fournies par les distributeurs portent essentiellement sur les produits (nouveautés, comparaisons, modes d'emploi ...) et sur les méthodes de lutte systématique, c'est-à-dire décidées au début de la campagne.

⁶⁸ Ces logiciels sont peu nombreux et ne concernent que quelques déprédateurs.

⁶⁹ Ils sont notamment utilisés pour la protection du colza.

- du capital humain. L'agriculteur doit savoir reconnaître les symptômes des infestations potentielles de ses cultures. Il doit connaître les cycles biologiques de ses cultures et de leurs prédateurs. Enfin, il doit être capable d'utiliser toutes les informations qu'il a recueillies pour en faire un outil de décision (formellement une distribution de R).

Dans la plupart des pays développés, l'Etat, par l'intermédiaire de divers organismes (Services Régionaux de la Protection des Végétaux en France, *Extension Services* aux Etats-Unis), fournit aux agriculteurs des éléments pour les aider à raisonner la protection de leurs cultures. Ces informations à caractère public sont parfois gratuites sinon peu coûteuses⁷⁰. Elles doivent être vues comme des compléments des intrants qui servent à la production du dépistage. En effet, ces organismes peuvent mettre des logiciels de prévision à la disposition des agriculteurs. Ces derniers n'ont alors qu'à introduire les données concernant leurs parcelles pour obtenir des prévisions ou simulations spécifiques. De même, ces organismes peuvent indiquer aux agriculteurs les moments propices à la recherche de certains symptômes d'infestation. Ceci permet d'accroître la productivité du temps d'observation des agriculteurs. L'étude de Harper *et al.* (1990) concernant la lutte contre les insectes nuisibles pour le riz au Texas montre que les agriculteurs qui raisonnent leur protection phytosanitaire suivent régulièrement les journées de formation qui leur sont proposées.

Il est possible de mettre en évidence le rôle central joué par la contrainte de temps et le capital humain dans le coût d'acquisition d'informations sur l'état sanitaire des parcelles.

Lorsque l'agriculteur ne peut s'adresser à un expert pour obtenir un diagnostic de l'état sanitaire des parcelles, il doit allouer une partie de son temps de travail à la production de l'information qu'il va utiliser. Dès lors sa décision de recherche d'information dépend essentiellement de la comparaison des bénéfices qu'il peut obtenir en utilisant une information de qualité donnée et d'un coût d'opportunité. Il peut être matériellement très difficile à un agriculteur de consacrer du temps à une surveillance assidue des parcelles. Par exemple, un éleveur laitier est soumis à une demande de temps très importante et quasi-inélastique pour l'alimentation, la traite et les soins de son troupeau. En revanche, les agriculteurs spécialisés, notamment en céréaliculture, ont une contrainte de temps plus lâche et par conséquent un coût d'opportunité pour la recherche d'information plus faible que celui des éleveurs. En effet, en dehors des pointes de travail telles que les récoltes ou les labours, l'allocation du temps de travail d'un céréaliculteur est contrainte par moins de rigidités que celle d'un éleveur.

Viaux et Le Monnier (1994) ont enquêté auprès de 14 agriculteurs de la moitié nord de la France sur le temps qu'ils consacrent au suivi technique des cultures et la prise de décision. Ils constatent que ce temps varie énormément d'une exploitation à l'autre (de 55 min à 6h30 par hectare) et que, là où il est le plus important, les agriculteurs recourent à un nombre restreint de traitements, à des doses réduites et de manière générale, sont plus enclins à adopter les nouvelles techniques. Ce sont sur les exploitations d'élevage que ce temps est le plus restreint et que la réduction des traitements phytosanitaires est la moins manifeste. Les modèles d'adoption de la lutte raisonnée contre les ennemis des cultures tendent à corroborer cette analyse dans le cas de l'agriculture américaine. Une étude met en évidence que la production intégrée espagnole de citrons, de pommes ou de poires conduit à des coûts de production plus élevés en termes de temps de gestion, d'analyses des informations nécessaires à la conduite intégrée et en termes de temps de formation (Agra CEAS Consulting, 2002).

Le capital humain dépend essentiellement de la formation initiale, de l'expérience et des efforts de formation continue et doit donc être considéré comme fixe à court terme. Il joue dans la production d'information selon un effet de seuil. Par exemple, un agriculteur ne peut évaluer une population de prédateurs que s'il sait détecter leur présence et réaliser un échantillonnage. Comme cela sera vu dans la suite, de nombreuses études américaines montrent que le capital humain de l'agriculteur est un facteur déterminant pour l'adoption des pratiques économes en intrants chimiques en général (Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1997 ; Khanna et Zilberman, 1997 ; Sunding et Zilberman, 2001).

⁷⁰ Un abonnement aux Avertissements Agricoles des Services Régionaux de la Protection des Végétaux coûtait 600^{FF} en 1992.

L'étude de la pyramide des âges des agriculteurs français montre que ces derniers sont relativement âgés. Ces derniers ont donc effectué la majeure partie de leur carrière durant une période pendant laquelle la protection phytosanitaire chimique et systématique était préconisée par la plupart des organismes de conseil. Aussi, est-il raisonnable de penser que le niveau moyen du capital humain des agriculteurs français est actuellement encore assez faible, tout au moins pour une utilisation généralisée de la protection des cultures raisonnée. De même, les agriculteurs en fin de carrière sont peu incités à réaliser un investissement en capital humain dans la mesure où ils ne pourront profiter pleinement de cet investissement que sur une courte durée (Huffman, 2001).

Pourtant, l'examen du contenu des revues techniques agricoles récentes révèle que la demande de formation des agriculteurs est croissante dans le domaine de la protection raisonnée des cultures. De même, la création en 1992 par le SRPV de la région Centre du Labo Vert montre que la demande directe d'information tend, elle aussi, à croître. Le Labo-Vert réalise des diagnostics de l'état sanitaire des parcelles et forme les agriculteurs pour l'identification et la quantification des infestations (Figarol, 1994). Deux phénomènes peuvent expliquer cette évolution : le renouvellement de la population des agriculteurs et la baisse du rapport des prix des produits agricoles aux prix des produits industriels. Les jeunes agriculteurs, mieux formés que leur prédécesseurs, ont pris conscience de l'intérêt de la lutte raisonnée. Ils ont plus facilement accès à des niveaux d'information satisfaisants, leur niveau initial de capital humain étant plus élevé dans l'ensemble. Enfin, les évolutions récentes de la PAC, notamment la baisse du rapport du prix de la production au prix des intrants accélérée par la réforme de 1992, joue au détriment d'une utilisation systématique des pesticides.

3.3.2. Utilisation des techniques de dépistage : un cas simple

3.3.2.1. Infestation et production

Nous considérons ici le cas d'un agriculteur qui possède une parcelle et qui envisage d'utiliser des techniques de dépistage pour piloter la protection phytosanitaire de cette parcelle.

De manière à simplifier l'analyse, le seul risque affectant la production de l'agriculteur est une infestation pouvant survenir avec une probabilité q . Si l'infestation survient et n'est pas contrôlée la production de la parcelle considérée est y , si l'infestation est absente le niveau de production est Y . Bien entendu, on a :

$$(12) \quad y < Y.$$

La production de l'agriculteur peut être vendue au prix p .

Pour éliminer l'infestation, l'agriculteur peut utiliser un pesticide très efficace techniquement. Quel que soit le niveau d'infestation de sa parcelle, l'agriculteur obtient le niveau de production Y s'il utilise le pesticide en question. L'intervention coûte w . Le pesticide ayant passé la procédure d'homologation, l'utilisation à bon escient du pesticide (lorsqu'il y a infestation) est rentable, ce qui se traduit par la condition suivante :

$$(13) \quad c < p(Y - y).$$

Cette condition assure qu'il est toujours rentable de traiter lorsque la présence de l'infestation est attestée.

3.3.2.2. Le dépistage : information produite et coût

Pour piloter sa protection phytosanitaire l'agriculteur peut utiliser une technique de dépistage de l'infestation affectant sa parcelle. Nous supposons ici que l'infestation est facile à observer, ce qui fait que son dépistage produit une information parfaite. Après dépistage, l'agriculteur sait donc avec certitude si sa parcelle est infestée ou non.

Bien entendu, si cette information était gratuite, l'agriculteur l'utiliserait volontiers. Il est vu dans la suite que l'utilisation du dépistage est dans ce cas toujours rentable. Cependant, le dépistage n'est pas gratuit. Soit l'agriculteur se procure un service auprès d'un dépisteur professionnel (ce qui est possible aux Etats-Unis par exemple), soit il effectue lui-même le dépistage. Lorsque l'agriculteur effectue lui-même le dépistage, cela lui coûte au minimum le temps qu'il passe dans ses parcelles. Le coût d'opportunité du temps utilisé par l'agriculteur pour le dépistage dépend de sa contrainte de temps. Aussi, le coût du temps de dépistage est plus important pour un éleveur qui doit s'occuper de son cheptel que pour un cultivateur spécialisé. A ce coût en terme de temps de travail s'ajoute celui d'une éventuelle formation au dépistage (reconnaissance du déprédateur, connaissance des périodes critiques pour le dépistage, calcul du seuil d'intervention, techniques d'échantillonnage pour un dépistage efficace). Le coût du dépistage sera noté c .

3.3.3. Choix de l'agriculteur et valeur économique du dépistage dans le cas simple

3.3.3.1. Choix de l'agriculteur : traitements préventifs ou pas de traitement

Lorsqu'il ne peut disposer de l'information apportée par le dépistage, l'agriculteur a deux options à sa disposition : soit utiliser le pesticide de manière préventive (et systématique), soit ne pas l'utiliser du tout.

Dans le premier cas, il obtient un revenu moyen (espéré) donné par :

$$(14a) \quad RM_{ST} \equiv qyp + (1-q)Yp = Yp - q(Y-y)p.$$

Sa parcelle est infestée avec une probabilité q , ce qui lui donne une production y puisqu'il n'a pas traité. Avec une probabilité $(1-q)$ sa production est intacte, son niveau est de Y . Le terme $q(Y-y)p$ correspond à la valeur de la perte moyenne liée à l'infestation pour l'agriculteur.

Lorsque l'agriculteur décide d'utiliser le pesticide quoiqu'il arrive, son revenu est donné par :

$$(14b) \quad RM_{TP} \equiv Yp - w.$$

Puisqu'il utilise le pesticide, il obtient le niveau de production Y mais cette stratégie lui coûte w . Contrairement au revenu sans traitement, le revenu de l'agriculteur avec traitement préventif (systématique) n'est pas aléatoire, il est toujours égal à Y .

Comme cela a été vu dans la partie 2, l'effet contre-aléatoire de l'utilisation des pesticides peut expliquer le choix des traitements préventifs par les agriculteurs avertis au risque ou soumis à certaines contraintes. Bien que ces éléments relatifs aux comportements en avenir incertain soient très importants, ils sont pour l'instant laissés de côté. L'agriculteur considéré est supposé neutre face au risque.

Etant neutre face au risque, l'agriculteur choisit sa stratégie en comparant le revenu espéré procuré par chacune des stratégies possibles. Il choisit donc de traiter préventivement si :

$$(15) \quad RM_{ST} < RM_{TP} \Leftrightarrow Yp - q(Y-y)p < pY - w \Leftrightarrow q(Y-y)p > w$$

et de ne jamais traiter sinon. La dernière inégalité de l'expression (15) indique que l'agriculteur choisit de traiter systématiquement si le prix du traitement est inférieur à la perte moyenne engendrée par l'infestation, *i.e.* si l'utilisation du pesticide est rentable en moyenne (en espérance).

Il est important de noter que cette rentabilité moyenne dépend bien évidemment du coût du traitement mais également :

- de l'efficacité technique du pesticide et du dommage engendré par l'infestation : $(Y-y)$. Un traitement est d'autant plus rentable qu'il permet d'éliminer un dommage important,
- de la fréquence de l'infestation : q . Plus l'infestation est fréquente plus l'utilisation du pesticide sera rentable en moyenne

et :

- du prix de la production : p .

Les deux premiers points sont importants pour comprendre l'adoption des traitements préventifs (ou systématiques) en production agricole intensive. A rapport de prix w/p constant, les traitements préventifs sont d'autant plus rentables que le rendement potentiel et la fréquence des infestations sont élevés. De même, ces points illustrent l'intérêt des autres techniques que le dépistage permettant de réduire l'utilisation des pesticides. La résistance des plantes cultivées et la préservation des auxiliaires de la protection des cultures réduisent $(Y - y)$. Les pratiques culturales à bas niveaux d'intrants réduisent à la fois $(Y - y)$ et la fréquence des infestations q . Les rotations culturales réduisent essentiellement q .

Le dernier point explique d'une part le comportement des producteurs fruitiers, des viticulteurs et des maraîchers et les effets de la réforme de la PAC pour le soutien du revenu des producteurs de grandes cultures depuis 1992. Plus le prix du produit à protéger est élevé, plus sa protection est rentable.

3.3.3.2. Valeur économique du dépistage : cas des traitements relativement peu onéreux

Lorsqu'il utilise un dépistage qui génère une information parfaite, l'agriculteur obtient un revenu espéré donné par :

$$(16) \quad RM_R \equiv q[Yp - w] + (1 - q)Yp - c = Yp - qw - c.$$

Puisqu'il détecte à coup sûr la présence ou l'absence de l'infestation, l'agriculteur ne traite sa culture que lorsque c'est nécessaire, ce qui lui permet de toujours obtenir le niveau de production Y . Le dépistage lui permet de n'utiliser le pesticide qu'à bon escient. Aussi, la protection phytosanitaire raisonnée lui coûte en moyenne qw . Ceci dit le dépistage lui coûte toujours c . Dans ce cas, le niveau de production est certain mais l'utilisation de pesticides est liée à l'infestation, elle est donc aléatoire. Aussi la comparaison de l'utilisation de pesticides d'agriculteurs qui utilisent le dépistage et celle des agriculteurs qui ne l'utilisent pas doit être réalisée avec une certaine prudence. Cette comparaison nécessite l'observation des choix de ces agriculteurs sur une certaine période.

L'agriculteur décide d'utiliser le dépistage, *i.e.* décide de raisonner sa protection phytosanitaire avec l'information apportée par le dépistage des infestations, si :

$$(17a) \quad RM_{TP} < RM_R \quad \Leftrightarrow \quad Yp - w < Yp - qw - c \quad \Leftrightarrow \quad (1 - q)w > c.$$

et si :

$$(17b) \quad RM_{ST} < RM_R \quad \Leftrightarrow \quad Yp - q(Y - y)p < Yp - qw - c \quad \Leftrightarrow \quad q(Y - y)p > qw + c$$

Un agriculteur qui utilise initialement le pesticide de manière préventive considère la condition (17a). Cette condition indique que l'agriculteur n'utilise le dépistage que si l'information qu'il lui procure lui permet de réaliser des économies moyennes en matière de traitement : $(1 - p)w$ supérieures au coût de la production de cette information : c . Il est aisé dans ce cas de définir la valeur économique de l'information apportée par le dépistage. Il s'agit du prix maximum que l'agriculteur serait prêt à payer pour obtenir cette information. Ce prix est ici donné par :

$$(18a) \quad V_{R/ST} = (1 - q)w.$$

La valeur de l'information correspond au gain e de revenu espéré lié à l'utilisation de l'information apportée par le dépistage. Elle correspond ici à l'économie que l'agriculteur réalise en ajustant ses décisions aux conditions d'infestation. La valeur de l'information croît en w et décroît en q . En effet, l'économie réalisée est d'autant plus importante que le traitement est onéreux et/ou que la probabilité d'infestation est faible, *i.e.* qu'il existe des possibilités d'impasse sur les traitements.

Dans ce cas, le dépistage permet de réduire l'utilisation des pesticides.

3.3.3.2. Valeur économique du dépistage : cas des traitements relativement onéreux

La condition (17b) est celle que considère un agriculteur qui n'utilise initialement aucun traitement pour décider d'utiliser ou non le dépistage. Cet agriculteur utilise le dépistage si ce dernier lui permet

d'utiliser les pesticides à bon escient, *i.e.* si ce que lui fait gagner le dépistage en terme de revenu brut moins les coûts de traitement est supérieur à ce que lui coûte le dépistage : c et l'utilisation raisonnée de pesticides : qw . La valeur économique de l'information apportée par le dépistage est donnée par :

$$(18b) \quad V_{R/ST} = q[(Y - y)p - w].$$

Dans ce cas, la valeur de l'information croît avec le prix de la production et avec la probabilité de l'infestation mais décroît avec le coût du traitement. Ceci provient de ce que le dépistage permet d'utiliser les pesticides à bon escient alors que l'agriculteur n'en utilise pas dans la situation où le dépistage est inaccessible. Ici le dépistage accroît la demande de pesticides.

3.3.4. Les coûts implicites de l'utilisation du dépistage

L'analyse précédente a montré que le temps de travail des agriculteurs et leur capital humain sont déterminants pour l'utilisation du dépistage. Ces intrants des agriculteurs sont en général mal mesurés et leurs coûts sont souvent seulement implicites. Aussi, il convient d'être prudents lors des comparaisons des marges brutes usuelles des pratiques conventionnelles et des pratiques économes en pesticides. Ces marges brutes ne tiennent pas compte de ces coûts implicites.

Mais d'autres coûts plus ou moins implicites peuvent être associés à l'utilisation du dépistage (Caswell *et al.*, 2001).

3.3.4.1. Le coût des contraintes sur les décisions des agriculteurs après dépistage

Jusqu'à présent, il a été supposé que l'ensemble des décisions possibles de l'agriculteur ne dépend pas du signal reçu. Or les relations qui existent entre les risques d'infestations et le climat font que cette hypothèse peut être infirmée. Par exemple, un climat humide (et relativement chaud) favorise le développement de champignons. Aussi, un agriculteur qui attend d'obtenir le maximum d'information d'ordre climatique avant de prendre ses décisions de traitements fongicides peut se retrouver dans l'impossibilité matérielle de traiter ses parcelles alors que ses prévisions d'infestation fongique sont pessimistes. En effet, il peut difficilement entrer dans des parcelles gorgées d'eau (Stoop, 1994). Donc, les évaluations de l'information calculées dans cette sous-section peuvent, dans certains cas, être surestimées. Ces contraintes sur l'ensemble des actions possibles peuvent être assimilées à un coût d'utilisation de l'information (Radner et Stiglitz, 1984).

Ce type de problème est plus fréquemment étudié dans le cas du fractionnement des apports d'azote (Isik et Khanna, 2003).

3.3.4.2. Dépistage imparfait et coût de l'erreur de diagnostic

Dans le modèle présenté en 3.3.1 et utilisé en 3.3.2. le diagnostic était supposé sans erreur, *i.e.* l'information sur l'infestation apportée par le dépistage était supposée parfaite. Or, il est *a priori* impossible d'exclure la possibilité d'erreur de diagnostic. Les erreurs de diagnostic ont deux effets liés mais de natures différentes. Le premier est le plus simple : une erreur de diagnostic se traduit par une perte économique dont l'agriculteur doit tenir compte lorsqu'il décide d'adopter ou non les techniques de dépistage. En ce sens, cet effet n'est pas un véritable coût implicite, cet effet est simplement un élément du calcul économique de l'agriculteur.

Le second est lié à la gestion du risque de revenu ou de production. En effet, dans le modèle utilisé jusqu'à présent, le dépistage étant parfait, la production est constante et le revenu n'est incertain qu'en raison de la corrélation des coûts de traitement avec l'infestation. Dans le cas où l'information est imparfaite la production devient aléatoire, elle est égale à Y si tout se passe bien mais elle est égale à y si l'infestation n'a pas été détectée. Ce second effet est insignifiant pour un agriculteur neutre face au risque, mais il est significatif pour un agriculteur faisant par exemple face à des contraintes

spécifiques : contraintes de rendement pour l'alimentation d'un cheptel ou contraintes de remboursement d'emprunts. Dans ce cas, les éventuelles erreurs de diagnostic sont à l'origine de coûts implicites (Radner et Stiglitz, 1984).

Ces aléas de production et donc de revenu importent également aux agriculteurs avertis au risque. Dans ce cas, les économistes ne considèrent pas que les erreurs de diagnostic génèrent des coûts implicites. En effet, l'aversion face au risque est une caractéristique décrivant les préférences des agriculteurs. Aussi, ce qui est en cause ici est autant un problème du critère de comparaison des distributions de revenu (espérance simple, espérance de l'utilité des revenus, ...) qu'un problème de coût implicite, ce dernier pouvant être mesuré par la prime de risque associée aux erreurs de diagnostics.

Afin d'étudier ces questions, le modèle précédent est généralisé en introduisant la possibilité d'erreurs de diagnostic. Il est supposé ici que ces erreurs ne sont que d'un type. Lorsque l'infestation est absente, le dépistage ne conduit jamais à la conclusion que l'infestation est présente.⁷¹ En revanche, lorsque l'infestation est présente, il existe une possibilité que le dépistage conduise à la conclusion erronée selon laquelle l'infestation est absente.

Dans ce contexte, il convient de formaliser l'information apportée par le dépistage comme un signal corrélé à l'état sanitaire de la parcelle. Ce signal prend deux valeurs : \hat{Y} pour « pas d'infestation » (rendement maximum) et \hat{y} pour « infestation » (rendement endommagé). Etant données les hypothèses imposées ci-dessus ce signal a les propriétés suivantes :

- Le dépistage produit le signal \hat{Y} avec une probabilité 1 lorsque l'infestation est absente (rendement réel : Y).
- Lorsque l'infestation est présente, le dépistage produit le signal correct \hat{y} avec une probabilité $(1-r)$ et le signal erroné \hat{Y} avec une probabilité r .

Bien entendu, le paramètre r mesure la qualité du dépistage : il est d'autant plus élevé que le dépistage est de médiocre qualité. Le revenu moyen de l'agriculteur utilisant le dépistage est alors donné par :

$$(19) \quad RM_{re} \equiv q[(1-r)(Yp-w) + ryp] + (1-q)Yp - c \\ = q(Yp-w) + (1-q)Yp - c - qr[(Y-y)p-w] = RM_R - qr[(Y-y)p-w]$$

Ce revenu espéré est égal à celui procuré par le dépistage parfait moins l'espérance du coût de l'erreur de dépistage : $qr[(Y-y)p-w]$. Ce coût moyen de l'erreur croît avec la probabilité d'infestation : q , la probabilité de l'erreur : r , le dommage lié à l'infestation : $(Y-y)$ et le prix du produit agricole : p . Mais il décroît avec le coût du traitement puisque l'erreur évite un traitement, même si ce dernier est utile.

Le rendement de l'agriculteur est donné par Y avec une probabilité $q(1-r) + (1-q)$, *i.e.* la probabilité d'un choix pertinent, et par y avec une probabilité qr , *i.e.* la probabilité d'un choix erroné. Son rendement moyen est donné par : $[q(1-r) + (1-q)]Y + qry$. Ce rendement moyen est inférieur au rendement (certain) obtenu en cas de traitement systématique ou avec un dépistage parfait : Y , mais est supérieur au rendement moyen obtenu sans protection phytosanitaire : $(1-q)Y + qy$.

Pour un agriculteur qui traite de manière systématique sans dépistage, la valeur de l'information apportée par le dépistage est donnée par :

$$(20a) \quad V_{re/TP} \equiv (1-q)w - qr[(Y-y)p-w] = V_{R/TP} - qr[(Y-y)p-w]$$

Cette valeur est simplement la valeur du dépistage parfait amputée du coût moyen de l'erreur. Dans le cas d'un agriculteur qui ne traite pas ses cultures sans dépistage, la valeur économique du dépistage imparfait est donnée par :

⁷¹ Il serait possible d'introduire la possibilité d'erreurs de diagnostic dans ce cas sans que cela affecte les conclusions principales de cette sous-section.

$$(20b) \quad V_{Re/ST} \equiv q[(Y-y)p-w] - qr[(Y-y)p-w] = V_{R/ST} - qr[(Y-y)p-w] \\ = q(1-r)[(Y-y)p-w]$$

Dans les deux cas, l'erreur de dépistage tend à détériorer la valeur économique du dépistage.

Nous développons ci-dessus deux cas montrant que ce calcul peut cependant sur-estimer la valeur du dépistage du point de vue des agriculteurs en sous-estimant le coût de l'erreur.

3.3.4.3. Dépistage imparfait, coût de l'erreur de diagnostic et aspects qualitatifs

Lorsque l'infestation affecte à la fois le rendement et la qualité du produit, l'erreur peut « coûter » plus chère que ne le suggère le calcul précédent. Ce cas se présente notamment pour les cultures maraîchères ou fruitières, notamment celles vendues en frais.

Supposons qu'une production correctement protégée ou exempte d'infestation soit payée au prix P à l'agriculteur alors qu'une production endommagée par l'infestation est payée au prix $p < P$. Dans ce cas, une protection systématique donne un revenu certain de :

$$(21a) \quad RM_{TP} \equiv YP - w$$

alors qu'une stratégie sans protection donne un revenu aléatoire d'espérance :

$$(21b) \quad RM_{ST} \equiv qyp + (1-q)YP$$

Puisqu'il utilise le pesticide, il obtient le niveau de production Y mais cette stratégie lui coûte w . Ici le différentiel de prix joue clairement en faveur de l'utilisation des pesticides, en dehors de toute considération de risque de revenu, *i.e.* en moyenne.

La stratégie utilisant un dépistage parfait permet d'obtenir un revenu d'espérance :

$$(21c) \quad RM_R \equiv q(YP-w) + (1-q)YP - c = YP - qw - c = RM_{TP} + (1-q)w - c$$

Ici le différentiel de prix n'affecte pas la différence entre le revenu obtenu entre le traitement systématique et l'utilisation du dépistage. Le dépistage permet simplement d'économiser en moyenne $(1-q)w$ en terme de dépenses de traitements contre le coût du dépistage c .

En revanche, le différentiel de prix a un impact important lorsque le dépistage n'est pas parfait. En effet, l'utilisation du dépistage donne un revenu moyen de :

$$(21d) \quad RM_{Re} \equiv q[(1-r)(YP-w) + ryp] + (1-q)YP - c \\ = RM_R - qr[(YP-yp)-w] = RM_{TP} + (1-q)w - c - qr[(YP-yp)-w]$$

Le coût de l'erreur est en moyenne de $qr[(YP-yp)-w]$ par rapport à une stratégie de protection systématique. Il dépend directement du différentiel de prix et de rendement. Lorsque ces derniers sont importants, le coût moyen de l'erreur peut facilement dépasser le gain lié à l'économie de pesticides.

3.3.4.4. Dépistage imparfait, coût de l'erreur de diagnostic et gestion du risque de revenu ou de production

La question du coût de l'erreur prend encore plus poids lorsque l'agriculteur est averse au risque ou fait face à certaine contrainte. Si la protection systématique permet d'obtenir un rendement certain avec une qualité certaine, l'utilisation du dépistage introduit de l'aléa au niveau du rendement, (éventuellement) de la qualité du produit et donc du revenu.

Aussi, même si le dépistage peut permettre d'obtenir un revenu moyen supérieur à celui obtenu avec la protection phytosanitaire systématique (ce qui est le cas si r et c sont suffisamment petits), un agriculteur peut néanmoins préférer la protection systématique afin d'éviter les « mauvaises » années et les coûts associés à la gestion d'une année à très faible revenu, voire à revenu négatif.

Cet argument est également valide dans le cas d'un éleveur qui cherche à assurer l'alimentation en fourrage de son cheptel.

Le problème de l'utilisation d'un dépistage imparfait par des agriculteurs averse au risque est abordé par Carpentier (1995, 1996). Les résultats que cet auteur obtient sont qualitativement proches de ceux présentés ci-dessus. En effet, pour un agriculteur averse au risque les faibles niveaux de revenu ont plus de poids que les hauts niveaux de revenu (ce qui se traduit par la concavité de l'utilité du revenu). Aussi, l'aversion au risque a des effets similaires à ceux des différentiels de prix introduits ci-dessus.

3.3.4. Valeur du dépistage et contexte économique

3.3.4.1. Contexte économique et valeur du dépistage pour l'agriculture française

Si la valeur économique du dépistage est toujours positive (ce qui résulte de l'application du théorème de Blackwell), le dépistage peut accroître ou diminuer l'utilisation des pesticides, selon le contexte économique et technique.

Lorsqu'il n'utilise pas le dépistage et que le pesticide est relativement onéreux, un agriculteur a intérêt à ne pas utiliser ce pesticide. Dans ce cas, l'utilisation du dépistage accroît l'utilisation du pesticide puisque cette technique lui permet d'utiliser cet intrant lorsqu'il est rentable. Dans ce cas une taxe sur le prix des pesticides diminue la valeur économique du dépistage et rend son utilisation moins rentable.

A contrario, lorsque les pesticides sont relativement bon marché, il peut être rentable pour un agriculteur d'employer une stratégie de protection systématique de ses cultures. Dans ce cas, le dépistage lui permet de réduire son utilisation de pesticides. Une taxe sur l'utilisation des pesticides tend à accroître la valeur économique du dépistage. En effet, l'information apportée par le dépistage permet ici d'économiser les dépenses des traitements inutiles. Plus ces traitements sont onéreux, plus l'économie réalisée est importante. Si le contexte économique amène l'agriculteur à utiliser des pratiques relativement intensives, toutes les conditions sont alors réunies pour qu'il utilise plutôt une stratégie préventive en matière de protection phytosanitaire. En effet, ces pratiques sont caractérisées par de hauts rendements potentiels (donc des dommages sanitaires importants) et par des infestations relativement fréquentes. De même, la recherche de rendements élevés est surtout intéressante lorsque le rapport du prix du produit sur celui des intrants chimiques est relativement élevé.

L'analyse suivante montre que les stratégies de protection phytosanitaires utilisées actuellement par les agriculteurs français en général sont proches d'utilisations préventives (voire systématiques) des pesticides. Ce constat tend à corroborer l'idée selon laquelle l'utilisation du dépistage permettrait de réduire l'utilisation des pesticides.

De nombreuses études, en France (Carles, 1992 ; Viaux, 1993) ou au Royaume-Uni (Patterson, 1992) tendent à prouver que la plupart des agriculteurs réalisent des traitements systématiques. Pour la France, ce point peut être illustré à l'aide des résultats d'enquête de Carles (1992). Cette enquête a porté sur un échantillon de 1200 agriculteurs français. Ces résultats montrent que lorsque les pesticides sont utilisés, ils font plutôt l'objet d'applications systématiques. Ces résultats sont corroborés par ceux du chapitre 3.

En 1997, 37% des arboriculteurs français déclaraient à des comptages visuels et/ou piégeages et 43% à des traitements systématiques (Agreste, 1998).

3.3.4.2. Le cas des grandes cultures

Les résultats des essais effectués par différents organismes de recherche (Institut Technique des Céréaliéristes de France (ITCF), Institut National de la Recherche Agronomique (INRA, ...) montrent que

la rentabilité espérée des traitements phytosanitaires est très importante pour les grandes cultures françaises au début des années 1990. Nombre d'études concernent la protection fongicide, un des éléments essentiels du processus de production intensive des céréales (Meynard, 1991). A ce titre, l'étude de Moquet (1994) sur les fongicides des céréales en Bretagne est intéressante. En mesurant la nuisibilité des maladies par les écarts observés en expérimentation au champ entre des parcelles traitées et des parcelles témoins, l'auteur étudie la rentabilité d'une protection fongicide systématique (2 passages de fongicides polyvalents). Basant ses calculs sur un prix du blé à 75 FF par quintal et un coût des traitements à 700 FF par hectare, l'auteur montre que le gain net moyen associé à une protection systématique est de 1100 FF par hectare sur la période 1986-1993⁷². Stoop (1994) montre que ces résultats peuvent être généralisés pour la France entière.

Cependant, ces études sont relativement anciennes. La baisse des prix des grandes cultures induite par la réforme de la PAC de 1992 constitue une évolution majeure du contexte économique dans lequel évoluent les producteurs français de grandes cultures, évolution qui va dans le sens d'un moindre recours à la protection préventive des cultures et d'un accroissement de la valeur du dépistage qui permet d'économiser les traitements inutiles. En effet, les pesticides ont un poids important dans le revenu des producteurs de grandes cultures (voir tableau 3.1.). En 1990, les dépenses de pesticides représentaient déjà plus de 39% des marges brutes des producteurs français de grandes cultures. Avec la baisse du prix des grandes cultures ce poids a tendance à s'alourdir, ce qui pourrait stimuler l'utilisation des techniques de dépistage.

Tableau 3.1. Importance des dépenses de produits phytosanitaires dans le résultat économique des exploitations françaises en 1990 et pour diverses orientations technico-économiques

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céréales	Grandes Cultures	Marai-chage	Vin de qualité	Autre viticulture	Fruits
Dépenses de pesticides (ff90/ha)	781 (119 €)	903 (138 €)	4027 (615 €)	2045 (312 €)	1313 (200 €)	2510 (383 €)
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	12.3	10.1	5.0	1.8	2.7	3.4
Part des dépenses de pesticides dans le résultat d'exploitation (%)	45.4	39.1	13.0	8.0	13.8	18.0

Sources : Données issues de Carles (1992) et Carles et Bonny (1993).

L'utilisation des techniques de dépistage pose deux types de problèmes ici (en dehors du problème de la réalisation du dépistage lui-même).

Passer d'une stratégie de protection phytosanitaire préventive ou systématique implique une prise de risque liée aux éventuels erreurs de diagnostic.

De même, l'analyse précédente montre que l'intérêt économique du dépistage dépend des économies réalisées sur les traitements évités. Or dans les systèmes de production les plus intensifs les infestations tendent à être relativement fréquentes, ce qui tend à limiter l'intérêt du recours au

⁷² L'auteur dispose de séries remontant jusqu'en 1980. Cependant, utiliser les données antérieures à 1986 s'avère difficile. En particulier, l'arrivée de la nouvelle génération des triazoles sur le marché en 1986 modifie considérablement les mesures de la nuisibilité de la rouille brune, de l'oïdium et des septorioses.

dépistage. Par exemple, lorsque l'utilisation raisonnée des fongicides du blé est considérée, seules les impasses sur le second (voire le troisième) traitement fongicide sont généralement envisagées. Ceci tend à montrer qu'avec les pratiques de culturales actuelles, les infestations fongiques sont suffisamment fréquentes pour qu'il soit difficile d'envisager l'impasse complète sur la protection fongique du blé en France (sauf dans le cas de l'utilisation de variétés résistantes).

Aussi, les techniques de dépistage (notamment pour l'utilisation des fongicides) sont vraisemblablement plus intéressantes dans le cadre de l'utilisation de pratiques à bas niveaux d'intrants que dans celui de l'utilisation des pratiques conventionnelles. Le fait que la plupart des études européennes sur la question des pesticides considèrent des pratiques à bas niveaux d'intrants et pas seulement des pratiques économes en pesticides tend à corroborer cette idée.

3.3.4.3. Le cas des cultures spéciales

Les facteurs en faveur de l'utilisation préventive de pesticides semblent encore plus déterminants dans le cas de la production fruitière, du maraîchage ou de la vigne. Les pertes liées à certaines infestations peuvent être très importantes. Ces cultures sont également souvent pratiquées dans des exploitations spécialisées et sont parfois pérennes. Aussi, certaines infestations inhérentes à la récurrence d'une culture sur une même parcelle ou à la pérennité des cultures tend à augmenter la fréquence des infestations. Enfin, le prix de ces produits peut être contingent au respect de normes contraignantes concernant la qualité sanitaire de ces produits et leur aspect esthétique.

Ces éléments tendent à favoriser le recours à la protection chimique systématique et à accroître les coûts de l'erreur de diagnostic des dépistages.

Les dépenses de pesticides représentent 13% des marges brutes des maraîchers, 18% de celles des producteurs fruitiers et 8% de celles des viticulteurs produisant du vin de qualité (tableau 3.1.). Bien que conséquents pour certaines cultures, ces chiffres sont nettement inférieurs à ceux des producteurs de grandes cultures. Aussi, une infestation mal contrôlée peut grever significativement la marge brute de ces productions alors que le recours au dépistage ne permet d'économiser qu'une partie de moins de 18% de cette marge. Le problème de l'erreur de diagnostic prend d'autant plus d'importance lorsque ces cultures sont pratiquées sur des exploitations à petites surfaces et peu diversifiées.

En ajoutant à cela les coûts liés au dépistage lui-même, l'utilisation du dépistage apparaît encore moins intéressante pour ces agriculteurs.

3.3.5. Conclusions quant à l'effet du contexte économique sur l'utilisation et l'intérêt du dépistage

Dans tous les cas, il semble donc que les techniques de dépistages permettraient de réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs français. Dans la même logique, une augmentation du prix des pesticides accroîtraient la valeur économique du dépistage pour les agriculteurs français en augmentant le niveau des économies réalisées en matière de dépenses de protection phytosanitaire grâce à cette technique. Cette augmentation du prix des pesticides tend par ailleurs à offrir des opportunités en matière de création d'entreprises ou de services de dépistage.

Cependant, le recours à cette technique se heurte à trois types de problèmes :

- Tout d'abord, passer d'une logique de traitements préventifs ou systématiques impliquent une prise de risque lorsque le dépistage n'est pas sans erreur. Ce problème peut être en partie éliminé pour certains couples prédateur/culture et par la maîtrise de la technique de dépistage. Néanmoins, le risque d'erreurs ne peut être exclu. Ce problème semble particulièrement présent dans le cas des cultures spéciales.

- Ensuite, il semble que le dépistage soit plus intéressant dans les systèmes de production les moins spécialisés et les moins intensifs. En effet, dans ces systèmes la fréquence des infestations par de nombreux déprédateurs tend à être importante. Or l'intérêt du dépistage résulte justement de l'identification des situations dans lesquelles ces infestations sont absentes. Moins ces situations sont fréquentes, moins le dépistage est intéressant.
- Enfin, comme toutes les techniques économes en pesticides (et économes en intrants chimiques en général), le dépistage est une technique intensive en temps de travail qualifié et en capital humain. La construction capital humain requiert un investissement de long terme. Et la disponibilité des agriculteurs pour le pilotage de la protection phytosanitaire peut varier énormément d'une exploitation à l'autre.

L'importance du capital humain pour la maîtrise des pratiques économes en intrants chimiques plaide en faveur de la mise en place d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides de long terme et ambitieuse en matière de recherche, de formation et de conseil aux agriculteurs.

Ceci dit, le recours à des techniques telles que le dépistage des infestations pourrait être stimulé par des incitations économiques, et en particulier par la mise en place de taxes sur les pesticides. En effet, ces taxes accroîtraient directement la valeur économique du dépistage pour les agriculteurs et, par conséquent, accroîtraient indirectement leur demande en matière de formation, de conseil et d'innovations en matière de pratiques culturales économes en pesticides et en intrants chimiques en général.

3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques

Cette section synthétise les résultats que nous avons pu obtenir quant aux déterminants et aux effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures et plus généralement quant aux déterminants et aux effets de l'utilisation des techniques de la production intégrée.

La première sous-section vise à présenter les différences existant entre l'agriculture française et l'agriculture des principaux pays concurrents. En particulier, elle met en avant les différences et similitudes entre les pratiques culturales des agriculteurs américains et des agriculteurs français. En effet, la plupart des résultats des études économiques de l'utilisation des techniques économes en pesticides sont relatives à l'agriculture américaine. Bien comprendre ces différences et similitudes est nécessaire pour déterminer la portée des résultats américains pour l'analyse du cas français ou européen en général.

Ces différences sont particulièrement importantes pour ce qui concerne le secteur des grandes cultures, de loin le secteur le plus étudié. De manière générale, les pratiques conventionnelles des producteurs américains de grandes cultures sont plus extensives (avec des rendements objectifs moins élevés) que celles des producteurs européens, tout au moins pour les cultures pratiquées des deux côtés de l'Atlantique. Ceci explique probablement en partie pourquoi les études européennes concernent surtout les techniques de la production agricole intégrée et non les seules techniques de la protection intégrée des cultures. En effet, il est difficile de réduire l'utilisation des pesticides sur grandes cultures lorsque les pratiques culturales utilisées conduisent à une forte pression des déprédateurs. Les différences de pratiques culturales semblent moins importantes en ce qui concerne les cultures spéciales, tout au moins elles conduisent à des différences de rendement moins systématiques.

La seconde sous-section présente les résultats des études américaines visant à mesurer les effets et à identifier les déterminants de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée (voire de la production intégrée). Ces études couvrent à la fois le secteur des grandes cultures et celui des cultures spéciales. Contrairement aux études européennes qui s'appuient exclusivement sur des résultats expérimentaux, les études américaines s'appuient à la fois sur des résultats expérimentaux (ou de simulation) et des résultats observés lors d'enquêtes auprès d'agriculteurs.

La dernière sous-section présente les résultats des études européennes visant à mesurer les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée (voire de la production intégrée). Ces études couvrent essentiellement le secteur des grandes cultures.

Les deux dernières sous-sections débutent par un état des lieux de l'utilisation des pratiques concernées.

3.4.1. Les pratiques culturales de l'agriculture française par rapport à celles d'autres pays

Bien entendu, nous aurions préféré comparer directement les pratiques culturales utilisées pour les différentes cultures et dans les différents pays étudiés, mais les données permettant de telles comparaisons ne sont pas disponibles.

Le tableau 3.2. présente simplement les rendements moyens de différentes cultures pour différents pays en 2001. Les différences de rendements moyens peuvent provenir de différences d'avantages comparatifs naturels pour les productions agricoles, voire de différences de contexte économique, mais proviennent néanmoins dans une large mesure de différences de pratiques culturales.

3.4.1.1. Comparaisons au sein de l'UE

Il est intéressant de remarquer que de manière générale, les rendements de l'agriculture française sont moins importants que ceux des pays du nord de l'UE, notamment de ceux des Pays-Bas ou du

Danemark. L'écart de rendement est plus important pour les cultures spéciales que pour les grandes cultures, probablement en raison de l'importance des cultures sous serres danoises et néerlandaises.

Tableau 3.2. Rendement de différentes cultures pour différents pays en 2001 (en qx/ha)

	Etats- -Unis	France	Dane -mark	Pays-Bas	Espagne	Italie	Pologne	Hongrie	Argen- tine	Austra- -lie	Afrique du Sud	Maroc
Céréales												
<i>Blé</i>	27	66	74	79	23	28	35	43	23	21	26	12
<i>Orge</i>	31	57	53	58	21	34	31	35	21	22	20	5
<i>Maïs grain</i>	87	86	-	89	97	95	61	62	54	47	24	2
Oléagineux												
<i>Colza</i>	15	27	27	7	23	11	24	19	18	13	-	7
<i>Tournesol</i>	15	23	-	-	10	20	-	18	17	9	13	5
<i>Soja</i>	26	26	-	-	27	38	-	20	26	15	17	10
Cultures industrielles												
<i>Betterave sucrière</i>	465	626	559	545	631	499	358	442	-	-	-	537
<i>Pomme de terre</i>	401	375	404	428	260	252	162	250	284	325	297	188
Vigne	173	80		25	47	101	-	99	111	118	119	51
Maraîchage												
<i>Carotte</i>	380	389	388	467	500	424	279	319	314	401	251	221
<i>Chou-Fleur</i>	200	139	115	133	182	205	193	165	-	108	210	241
<i>Tomate</i>	620	1200	2100	4583	630	527	141	373	371	556	322	489
<i>Laitue</i>	373	276	350	517	271	197	-	368	-	265	137	200
Cultures fruitières												
<i>Pomme</i>	256	363	105	348	217	372	146	106	297	130	234	80
<i>Poire</i>	354	185	62	125	190	223	42	117	255	273	179	93
<i>Pêche</i>	180	210	-	-	157	184	-	55	107	115	87	103
<i>Abricot</i>	95	66	-	-	65	126	-	42	115	114	104	76
<i>Fraises</i>	405	137	33	179	321	272	39	181	94	169	79	352
<i>Oranges</i>	336	162	-	-	210	175	-	-	176	229	239	141
<i>Olives</i>	83	11	-	-	28	27	-	-	31	16	-	8
Cultures fourragères												
<i>Maïs fourrage^a</i>	320	418	362	448	524	537	nd	nd	-	-	-	-

Source : Données issues des Données FAO, année 2005, sauf : a Eurostat (2002).

De même, il est intéressant de remarquer que le rendement du maïs fourrage est en France supérieur à celui observé au Danemark mais inférieur à celui observé aux Pays-Bas. Comme les Pays-Bas ou le Danemark, la France est confrontée à des problèmes liés à l'intensification des pratiques d'élevage. Le Danemark a mis en place des mesures visant à limiter le chargement animal à l'hectare.

Bien que l'Etat danois ait mis en place des mesures strictes de régulation des pollutions d'origine agricole au début des années 1990, les rendements français et danois sont comparables, même si les rendements danois sont généralement supérieurs aux rendements français.

Les rendements des cultures spéciales espagnoles et françaises sont proches, les rendements en production fruitière étant plus importants en France qu'en Espagne, l'opposé étant observé pour le maraîchage. De manière générale, les rendements des cultures spéciales italiennes sont inférieurs à ceux des cultures spéciales françaises et espagnoles. Les rendements des nouveaux membres de l'UE sont inférieurs aux rendements français.

3.4.1.2. Comparaison France et Etats-Unis

Pour ce qui concerne les grandes cultures, les rendements américains sont au moins inférieurs de moitié aux rendements français, hormis pour le maïs grain et le soja. Ceci s'explique probablement par des différences quant à l'adaptation des différentes cultures aux conditions pédo-climatiques françaises et/ou américaines (même si ces conditions varient énormément à l'intérieur des deux pays). En particulier, le maïs grain et le soja sont deux plantes particulièrement adaptées aux conditions pédo-climatiques des Etats-Unis.

Ceci dit, les différences de rendements observées entre la France et les Etats-Unis pour le blé, l'orge, le colza ou encore le tournesol s'expliquent également par des différences de pratiques culturales.

Tableau 3.3. Pourcentage des surfaces fertilisées et traitées aux Etats-Unis (%)

	% des surfaces ayant reçu				
	de l'azote	des herbicides	des insecticides	des fongicides	d'autres pesticides
Grandes cultures^a					
<i>Blé</i>	77	36	3	1	0
<i>Soja</i>	21	93	3	1	1
<i>Maïs</i>	96	91	30	0	0
<i>Pomme de terre</i>	99	76	65	36	16
Maraîchage^b					
<i>Carotte</i>	nd	79	24	62	26
<i>Chou-Fleur</i>	nd	34	96	7	0
<i>Laitue</i>	nd	59	89	70	8
<i>Tomates (frais)</i>	nd	58	85	86	52
<i>Tomates (transformation)</i>	nd	67	60	68	29
Cultures fruitières^c					
<i>Pomme</i>	nd	52	95	85	65
<i>Poire</i>	nd	49	91	85	56
<i>Pêche</i>	nd	59	91	92	12
<i>Abricot</i>	nd	24	79	74	4
<i>Oranges</i>	nd	85	82	48	3
<i>Fraises</i>	nd	35	85	86	68
<i>Olives</i>	nd	38	31	6	5
Vigne^c	nd	65	60	84	19

Sources : Données issues de, a : Caswell et al (2001), en 1991/1993, b : USDA (2005), en 2002, c : USDA (2005), en 2001.

Le tableau 3.3. présente les pourcentages des surfaces américaines recevant une fertilisation azotée et/ou différents traitements phytosanitaires, pour différentes cultures. Ces chiffres montrent que près

d'un quart des surfaces emblavées aux Etats-Unis n'ont pas reçu de fertilisation azotée en 2001. Seules 1%, et 36% de ces surfaces ont reçu respectivement au moins un traitement fongicide et un traitement herbicide. De même près d'un quart des surfaces en pomme de terre n'ont pas reçu de fertilisation azotée en 2001 et les deux tiers n'ont reçu aucun traitement fongicide.

Il est d'ailleurs à noter que les rendements des principaux concurrents de l'UE pour l'exportation des produits de grandes cultures (Argentine, Australie, ...) sont similaires aux rendements américains.

Les différences en terme de rendements sont moins systématiques pour ce qui concerne les cultures spéciales. En effet, pour certaines d'entre elles les rendements sont équivalents aux Etats-Unis et en France, pour d'autres ils sont nettement supérieurs dans un des deux pays.

De manière générale, les rendements des cultures spéciales sont supérieurs dans les pays industrialisés (tableau 3.2.).

Tableau 3.4. Importance des dépenses de produits phytosanitaires dans le résultat économique des exploitations américaines en 1991 et en 1994 pour diverses cultures

	Maïs (1991)	Orge (1991)	Blé (1991)	Soja (1991)	Coton (1991)	Tomates (1994)
Dépenses de pesticides (USD/ha)	55.5	18.3	14.2	55.6	119	2080.7
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	11.4	15.8	12.9	8.2	7.8	13.3

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998).

Aussi, si les pratiques culturales des américains sont plus extensives pour les grandes cultures traditionnelles de l'UE (céréales hors maïs grain, colza, tournesol), les pratiques culturales américaines peuvent être comparées pour les autres cultures en tenant compte des différences d'avantages comparatifs naturels.

Le tableau 3.4. présente les dépenses de pesticides des agriculteurs américains et la part de ces dépenses dans le produit brut d'exploitation, pour différentes cultures en 1991 ou 1994.

Dans une certaine mesure, ces chiffres peuvent être comparés à ceux du tableau 3.1. qui donne les mêmes chiffres pour l'année 1990 pour l'agriculture française mais par orientation technico-économique. Ces chiffres montrent que les pesticides ont une productivité moyenne équivalente en France et aux Etats-Unis pour les grandes cultures, bien que les dépenses de pesticides des agriculteurs américains soient inférieures à celles de leurs homologues français.

Bien que les agriculteurs américains aient des dépenses importantes pour la production de tomates, la productivité moyenne de ces dépenses est relativement importante.

Il est également important de rappeler que la main d'œuvre non qualifiée et le carburant sont, de manière générale, moins coûteux aux Etats-Unis qu'en France.

3.4.2. Les déterminants et les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée : l'expérience américaine

Historiquement, les Etats-Unis ont misé sur l'adoption des pratiques économes en intrants chimiques par la stimulation de la recherche et du conseil pour résoudre leurs problèmes de pollutions d'origine agricole.

En 1988, l'USDA. initiait des expérimentations dans le cadre du programme LISA (*Low-Input Sustainable Agriculture*) qui changea de nom en 1991 et devint le programme SARE pour *Sustainable Agriculture Research and Education*. En 1993 l'USDA, l'EPA et la FDA ont conjointement annoncé un objectif d'utilisation des techniques de *l'Integrated Pest Management* (lutte intégrée contre les ennemis des cultures) sur 75% des surfaces cultivées des Etats-Unis à l'horizon 2000. Depuis 1997, l'Etat aide financièrement les agriculteurs ayant décidé d'adopter certaines pratiques, mais transitoirement (Bosch et Pease, 2000).

La mise en place de cette politique a permis de dresser un état des lieux quant à l'utilisation des techniques de la protection intégrée aux Etats-Unis et s'est traduite en terme de financement d'études économiques visant à évaluer ses effets.

Tableau 3.5a. Taux d'adoption de différentes stratégies de gestion du risque phytosanitaire aux Etats-Unis pour différentes grandes cultures pour l'année 1996, en pourcentage des surfaces cultivées

	Maïs	Soja	Pommes de terre	Blé d'hiver
Dépistage (% des surfaces cultivées)				
<i>des adventices</i>	78	79	94	85
<i>des insectes</i>	66	59	98	74
<i>des maladies</i>	51	53	91	66
<i>analyses de sols (nématodes, maladies, ...)</i>	2	3	46	2
Sélection des pesticides (% des surfaces cultivées)				
<i>pour protection des auxiliaires</i>	8	5	29	10
<i>pour gérer les résistances (alternance)</i>	31	28	69	13
Techniques culturales (% des surfaces cultivées)				
<i>Ajustement des dates des semis et de la récolte</i>	5	6	7	19
<i>Désherbage mécanique</i>	51	29	86	nd
<i>Rotations culturales</i>	54	63	96	56

Source : Fernandez-Cornejo et Jans et Smith (1999).

Tableau 3.5b. Taux d'adoption de différentes stratégies de gestion du risque phytosanitaire aux Etats-Unis pour différentes cultures spéciales pour les années 1993/1995, en pourcentage des surfaces cultivées

	Pommes	Raisin	Pêches	Oranges	Tomates (frais)	Fraises
Critères pour l'utilisation des pesticides (% des surfaces cultivées)						
<i>dépistage (tous déprédateurs)</i>	84	68	71	90	92	98
<i>utilisation de seuils d'intervention</i>	56	41	nd	68	70	74
<i>routines, calendriers préétablis</i>	41	25	nd	16	25	19
<i>analyses de sols (nématodes, maladies, ...)</i>						
Sélection des pesticides (% des surfaces cultivées)						
<i>pour protection des auxiliaires</i>	80	31	41	61	64	59
<i>pour gérer les résistances (alternance)</i>	75	36	67	61	73	72
Lutte biologique/autres (% des surfaces cultivées)						
<i>Choix des dates des semis et de la récolte</i>	nd	nd	nd	nd	11	15

<i>Utilisations d'auxiliaires biologiques</i>	1	5	1	8	3	35
<i>Utilisation de phéromones</i>	83	17	53	19	35	0
<i>Utilisation de variétés résistantes</i>	10	12	44	13	37	37

Source : Données issues de Fernandez-Cornejo et Jans et Smith (1999).

Les tableaux 3.5a et 3.5b présentent les taux d'adoption des différentes techniques de gestion du risque phytosanitaire des agriculteurs américains au milieu des années 90.

Ces tableaux montrent que les techniques de dépistage sont largement répandues aux Etats-Unis. Il est pourtant difficile de déterminer dans quelle mesure les résultats du dépistage sont réellement utilisés. Par exemple, le dépistage des déprédateurs serait utilisé sur 84% des surfaces de pommiers alors que pour 41% de ces surfaces les agriculteurs utiliseraient des routines d'intervention. Néanmoins, le dépistage des infestations permet tout au moins de mesurer les effets des différentes techniques utilisées sur la fréquence et la gravité de ces infestations.

3.4.2.1. Les déterminants de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée

Sous l'impulsion de l'USDA, de l'EPA et de la FDA, de nombreuses études ont cherché à mettre en évidence les principaux déterminants de l'utilisation des pratiques économes en pesticides. Deux types d'études ont ainsi été menés.

Les premières s'appuient sur l'approche fondatrice de David (1969) et visent essentiellement à comparer le profil des exploitations qui utilisent ces pratiques et celui des exploitations qui ne les utilisent pas. Les résultats de ces études, qui utilisent des données individuelles, sont résumés dans le tableau 3.6.

Le second type d'études regroupe celles qui cherchent à modéliser le processus de diffusion des pratiques économes en pesticides en s'inspirant des travaux fondateurs de Griliches (1957). Elles utilisent les mêmes données que les études du premier groupe, mais permettent de déterminer des prédictions des taux de diffusion des différentes pratiques, moyennant certaines hypothèses sur la dynamique du processus de diffusion. Les résultats de ces études sont présentés dans le tableau 3.7.

Ces études montrent que l'éducation de l'exploitant est un facteur essentiel de l'adoption des techniques de la protection phytosanitaire intégrée, confirmant l'importance du capital humain pour la maîtrise de ces techniques.

Curieusement, l'impact de la disponibilité des exploitants est rarement significatif, il est même souvent négatif (Caswell *et al.*, 2001). Cependant, la disponibilité des exploitants est souvent imparfaitement mesurée par l'activité des agriculteurs hors exploitation. Seule l'étude de Fuglie et Kascak (2001) montre que le coût d'opportunité du travail de l'exploitant est un déterminant de l'adoption de pratiques permettant d'économiser des pesticides. En effet, les résultats de cette étude montrent que les exploitations de grandes cultures possédant un élevage tendent à moins adopter ces pratiques que les autres.

Ceci dit, les résultats de ces études montrent également que ces techniques sont utilisées sur les exploitations les plus grandes. Or ces exploitations sont généralement celles pour laquelle la main d'œuvre disponible est également importante. Un exploitant disposant de beaucoup de main d'œuvre pour accomplir les tâches courantes peut plus facilement se consacrer aux tâches de pilotage des pratiques les plus pointues et à leur apprentissage. Néanmoins cet effet positif de la taille de l'exploitation sur l'utilisation des techniques de la lutte intégrée peut également être expliqué par le fait que ces exploitations sont généralement les plus rentables. Ceci permet à l'exploitant de supporter plus facilement le risque lié à un changement de pratique important. En utilisant le même type d'approche que celles des études présentées ici, Diederer *et al.*, (2003) obtiennent un impact positif de la rentabilité de l'exploitation sur l'utilisation de pratiques innovantes par les agriculteurs néerlandais.

L'âge des exploitants a rarement un effet significatif. Ceci peut provenir de ce qu'un agriculteur âgé est certes expérimenté mais a également peu d'incitations pour investir dans la maîtrise de nouvelles techniques (Huffman, 2001). Aussi, l'âge est une mesure pour deux facteurs jouant en sens contraire pour l'adoption des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures.

Tableau 3.6. Facteurs d'adoption de l'IPM : études économétriques américaines

Etude	Etats, période	Produits	Technique	Effet sur l'adoption								
				Education	Exploitant disponible	Surface	Age, expérience	Exploitant propriétaire	Qualité du sol, irrigation, ...	Recours habituel à du conseil	Autre	
Fernandez-Cornejo et Jans (1996)	(FL) 1993/94	Oranges (frais)	Dépistage, insecticides		n.s.	Positif						Prix du produit : positif
	(CA) 1993/94	Oranges (transf.)	Dépistage, insecticides		Négatif	Positif						
Fernandez-Cornejo (1996)	(CA, FL, GA, MI, NC, MI, NJ, NY, TX) 1992/93	Tomates (frais)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Positif		Aversion au risque : négatif
			Dépistage, fongicides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Positif		
Fernandez-Cornejo (1998)	(CA, MI, NY, OR, PA, WA) 1993/94	Raisin (vin dans 80% des cas, frais 10%, jus 10%)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		
			Dépistage, fongicides	Positif	Négatif	Positif	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		Viticulture : négatif
Wiebers, Metcalfe et Zilbzmman (2002)	(CA) 1990	Tomates	Dépistage par l'exploitant	Positif	Négatif	Négatif	n.s.					
			Conseils du vendeur de pest.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.					
Caswell et al (2001)	(NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Maïs, Coton, Pommes de terre, Soja, Blé	Rotations culturales	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Négatif	Positif.	Positif		
			Lutte biologique	Positif	n.s.	Positif	Négatif	n.s.	Positif	Positif		
			Dépistage	Positif	n.s.	Positif	Négatif	Négatif	n.s.	Positif		

Deux facteurs importants et liés jouent toujours un rôle positif sur l'utilisation des techniques alternatives à l'utilisation systématique de pesticides. Il s'agit de l'insertion des agriculteurs dans un réseau de conseil et de l'effort de recherche publique local pour l'innovation dans le domaine de ces techniques. Ces éléments tendent à corroborer l'idée que ces techniques sont intensives en capital humain (de l'exploitant ou de ses conseillers) et doivent être adaptées aux conditions d'exploitation.

Enfin, les différentes études mettent en évidence que plus l'exploitation est favorisée d'un point de vue pédo-climatique, plus elle a tendance à recourir à des pratiques innovantes. Cet effet est difficile à analyser en tant que tel. En un sens, cet effet rejoint celui du revenu de l'exploitation : plus une exploitation est rentable, plus son exploitant est en mesure de supporter les coûts (fixes) de l'adoption et l'utilisation d'une nouvelle pratique. Mais cet effet pourrait traduire le fait que les techniques de la lutte intégrée sont d'autant plus rentables que les conditions pédo-climatiques sont bonnes, ce qui pourrait éventuellement provenir de ce que les agriculteurs les plus favorisés tendent à utiliser des techniques de production plus intensives.

Tableau 3.7. Facteurs de diffusion des techniques économes en pesticides pour les Etats-Unis

Etude	Fernandez-Cornejo et Kackmeister (1996)	Fernandez-Cornejo et Castaldo (1998)	Fuglie et Kascak (2001)		
Produits	Maraîchage	Cultures fruitières	Maïs, soja, coton, blé et pomme de terre		
Etats	CA, FL, IL, MI, MN, NJ, NY, NC, OR, WA, WN	CA, FL, MI, PA, NY, OR, WA, NC	NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA		
Période	1992/93	1993/94	1991/93		
Effets sur la diffusion des techniques					
Facteurs	Dépistage	Lutte biologique	Dépistage	Lutte biologique	Techniques économes en pesticides
Revenu/ha	n.s.	n.s.	Positif	n.s.	
Surface de l'exploitation	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Revenu de l'exploitation					Positif
Part des pesticides dans le revenu brut	Positif	Négatif	Négatif	n.s.	
Education de l'exploitant	Positif	Positif	n.s.	n.s.	Positif
Age de l'exploitant	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Effort de recherche publique de l'Etat	Positif	n.s.	Positif	Positif	
Exploitation avec élevage					Négatif
Sols de bonnes qualité					Positif
Humidité du climat					Positif

3.4.2.2. Les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée

Mesure des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides et effets de sélection et d'auto-sélection

Comparer les effets des techniques de lutte intégrée à partir de données expérimentales ou de simulations est un exercice relativement aisé d'un point de vue statistique. En effet, dans ces approches, les pratiques conventionnelles et alternatives sont utilisées dans les mêmes conditions. Il suffit alors de comparer simplement les résultats que ces deux approches procurent, en terme de marges brutes, de temps de travail, d'utilisation de pesticides, ...

L'inconvénient de ces approches est que les effets de l'utilisation des pratiques culturales peut différer sensiblement selon que ces pratiques sont utilisées dans des fermes expérimentales et des fermes « réelles », voire dans des fermes « réelles » différentes.

Aussi, il est intéressant de comparer les effets des différentes techniques de la lutte intégrée à partir de données d'enquête recueillies auprès d'exploitations utilisatrices et non-utilisatrices de ces techniques. Néanmoins, si cette approche a l'avantage d'utiliser des données en conditions réelles, elle est plus délicate d'un point de vue statistique, en raison de ce que les économètres nomment les effets de sélection et d'auto-sélection. Ce point est développé en détail ici. Il permet d'une part d'illustrer l'importance des résultats présentés ci-dessus, et d'autre part de mettre en évidence les principaux écueils à éviter avec l'utilisation de données issues d'enquêtes.

La prise en compte des effets de sélection et d'auto-sélection présentés ici est un problème typique de la mesure de l'effet moyen d'une décision économique. Heckman (1997) et Wooldridge (2002) présentent ces effets de manière très synthétique, dans le contexte de ce que les économètres nomment la mesure des effets de traitement.

Selon l'analyse de la diffusion des innovations de Griliches (1957) une innovation commence à être adoptée par les agriculteurs qui en bénéficient le plus. Aussi, il convient d'être prudent pour la mesure des effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée sur les comportements et les résultats économiques des agriculteurs américains.

En effet, les agriculteurs qui ont déjà adopté ces techniques sont ceux qui en bénéficient *a priori* le plus. Aussi, en moyenne, ces techniques génèrent des résultats économiques plus importants pour la population des agriculteurs qui les utilise déjà que pour celle qui ne les utilise pas encore. Comparer directement les résultats moyens des utilisateurs avec ceux des non utilisateurs tend à surestimer l'impact économique moyen de l'utilisation de ces techniques. Ceux qui n'utilisent pas encore ces techniques n'en bénéficieront vraisemblablement pas autant que ceux qui l'ont déjà fait. Cet effet est qualifié d'effet d'auto-sélection des agriculteurs pour l'utilisation des pratiques en question (Fernandez-Cornejo, 1996).

Les résultats de la sous-section précédente montrent par ailleurs que :

- d'une part les agriculteurs qui utilisent ces techniques sont mieux formés, cherchent plus de conseils et bénéficient d'efforts de recherche publique plus importants que les autres

et :

- d'autre part les exploitations où ces techniques sont utilisées sont plus grandes, plus rentables et bénéficient de meilleures conditions climatiques que les autres.

Aussi, *ceteris paribus*, les exploitations où les techniques de lutte intégrée sont déjà utilisées sont celles où les résultats des pratiques conventionnelles sont aussi les meilleurs. Cet effet est un effet de sélection (Fernandez-Cornejo, 1996).

L'existence potentielle des effets de sélection et d'auto-sélection entraîne que comparer les pratiques et les résultats moyens des agriculteurs qui utilisent ou n'utilisent pas les techniques de la lutte intégrée est un exercice périlleux. En effet, les agriculteurs qui utilisent déjà ces techniques sont *a*

priori ceux qui en bénéficient le plus, ce qui implique que ceux qui ne les utilisent pas encore devraient moins en bénéficier (auto-sélection). Ensuite, les agriculteurs et les exploitations où ces techniques sont déjà utilisées ont des caractéristiques différentes des agriculteurs et des exploitations où elles ne sont pas utilisées (sélection).

Les effets de sélection et d'auto-sélection peuvent être présentés de manière simple à partir d'un raisonnement contre-factuel (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002). Supposons que nous disposions d'un échantillon représentatif d'agriculteurs utilisateurs et non-utilisateurs de ces techniques et, pour simplifier, que les observations de cet échantillon sont indépendantes et identiquement distribuées. Nous noterons $a_i = 1$ si l'agriculteur i est un utilisateur et $a_i = 0$ sinon. Le revenu de l'agriculteur i est noté r_{1i} s'il utilise la lutte intégrée et r_{0i} s'il ne l'utilise pas.

L'objectif de l'étude est soit de mesurer l'effet moyen de l'utilisation de cette technique en terme de revenu, *i.e.* de mesurer :

$$(22a) \quad E[r_{1i} - r_{0i}] = E[r_{1i}] - E[r_{0i}],$$

soit de mesurer l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent :

$$(22b) \quad E[r_{1i} - r_{0i} / a_i = 1] = E[r_{1i} / a_i = 1] - E[r_{0i} / a_i = 1].$$

Afin d'illustrer la différence entre ces deux notions, chacun des termes r_{ki} ($k = 1, 0$) est décomposé en deux termes :

$$(23a) \quad r_{ki} = m_k + e_{ki}, \quad k = 1, 0$$

où m_1 , resp. m_0 , est le revenu moyen des agriculteurs utilisant la technique, resp. n'utilisant pas la technique et où e_{1i} , resp. e_{0i} , est la partie spécifique du revenu de l'agriculteur i lorsqu'il utilise la technique. Bien entendu, par construction on a : $E[r_{ki}] = 0$, $k = 1, 0$.

La différence entre l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour l'ensemble de la population et l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent peut être analysé à partir de l'équation suivante :

$$(24) \quad E[r_{1i} - r_{0i} / a_i = 1] = E[r_{1i} - r_{0i}] + E[e_{1i} - e_{0i} / a_i = 1].$$

Cette équation indique que l'effet moyen de l'utilisation de la technique pour l'ensemble de la population et l'effet moyen de l'utilisation de cette technique pour ceux qui l'utilisent diffèrent par le terme $E[e_{1i} - e_{0i} / a_i = 1]$. Ce terme mesure l'effet d'auto-sélection. Il est en principe positif puisque les agriculteurs qui ont déjà adopté la technique en question sont ceux qui en bénéficient le plus :

$$E[e_{1i} - e_{0i} / a_i = 1] \geq E[e_{1i} - e_{0i}] = 0 \geq E[e_{1i} - e_{0i} / a_i = 0].$$

Le problème essentiel pour la mesure des effets (22) est que si l'agriculteur i utilise la technique en question alors seul r_{1i} est observé, ne l'est pas, et vice et versa. Aussi, il est *a priori* impossible d'estimer les termes :

$$E[r_{1i} / a_i = 0], \quad E[r_{0i} / a_i = 1], \quad E[r_{1i}] \quad \text{et} \quad E[r_{0i}].$$

Lorsque les résultats moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs sont comparés, la différence suivante est calculée :

$$(24) \quad E[r_{1i} / a_i = 1] - E[r_{0i} / a_i = 0].$$

Cette différence ne correspond *a priori* à aucune des définitions (22). En effet, par construction on a :

$$(25a) \quad E[r_{1i} / a_i = 1] - E[r_{0i} / a_i = 0] = E[r_{1i} - r_{0i} / a_i = 1] + E[e_{0i} / a_i = 1] - E[e_{0i} / a_i = 0].$$

Aussi, l'écart entre le revenu moyen des utilisateurs et le revenu moyen des non-utilisateurs n'est pas égal au gain de revenu moyen des utilisateurs de la technique. Ces deux mesures du gain lié à l'utilisation de la technique considérées diffèrent par le terme : $E[e_{0i} / a_i = 1] - E[e_{0i} / a_i = 0]$. Ce terme mesure l'effet de sélection. Cet effet de sélection est vraisemblablement positif dans le cas de

l'utilisation de la lutte intégrée puisque les utilisateurs de cette technique sont bien formés, bien conseillés et ont des exploitations bénéficiant de bonnes conditions. Aussi, la différence des revenus moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs surestime vraisemblablement l'effet de l'utilisation de la lutte intégrée pour ceux qui l'utilisent déjà, en raison de l'effet de sélection. En outre on a :

$$(25b) \quad E[r_{1i}/a_i = 1] - E[r_{0i}/a_i = 0] = E[r_{1i} - r_{0i}] + E[e_{1i} - e_{0i}/a_i = 1] + E[e_{0i}/a_i = 1] - E[e_{0i}/a_i = 0].$$

Aussi, la différence des revenus moyens des utilisateurs et des non-utilisateurs surestime vraisemblablement l'effet moyen de l'utilisation de la lutte intégrée, en raison de l'effet de sélection et de l'effet d'auto-sélection.

Les effets de sélection et d'auto-sélection n'affectent pas que la mesure des effets sur le revenu de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée. Ils affectent également la mesure des effets de ces techniques sur les rendements obtenus ou l'utilisation de pesticides. Cependant, dans ce cas, le signe de ces effets est plus difficile à anticiper. En effet, en principe les agriculteurs raisonnent plus sur les effets revenu que sur leurs seuls rendements ou utilisations de pesticides. De même, un agriculteur bien formé peut utiliser plus ou moins de pesticides qu'un agriculteur moins bien formé, cette utilisation dépendant des pratiques de fertilisation, ... Ceci apparaît clairement dans les résultats présentés dans le paragraphe suivant.

Les économètres utilisent différentes méthodes de correction des effets de sélection et d'auto-sélection (Heckman, 1997 ; Wooldridge, 2002). Ces méthodes sont utilisées dans les études les plus récentes des effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée à partir de données d'enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs américains (voir 3.5.2.2.). Ces études visent à mesurer les effets moyens de l'utilisation des techniques de la protection intégrée des cultures.

Mesure empirique des effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides

Les premières études américaines concernant les effets des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures sont essentiellement normatives. Elles visent à comparer les effets des pratiques conventionnelles et de pratiques innovantes à partir de résultats expérimentaux. Par exemple, Reichelderfer et Bender (1979), Zavaleta et Ruesink (1980), Lichtenberg (1987), Harper et Zilberman (1989) et Harper (1991) ont étudié, d'un point de vue théorique et/ou empirique, les méthodes de lutte biologique. D'autres études visent à calculer la valeur économique de l'information apportée par des experts en protection des cultures (Carlson, 1970; Webster, 1977; Menz et Webster, 1981; Swinton et King, 1994; Pannell, 1994) ou des logiciels de prévision (Stefanou, Mangel et Willen, 1986; Moffitt et al., 1986; Gillmeister et al., 1990).

Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998) ont synthétisé les résultats des études américaines publiées avant 1997 qui ont analysé les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée dans un tableau qui est reproduit ici (tableau 3.8.). Ces résultats sont issus :

- de comparaisons de résultats expérimentaux,
- de comparaisons de résultats de simulation,
- de comparaisons directes des comportements et résultats économiques d'agriculteurs utilisant et n'utilisant pas les techniques en question

et :

- de comparaisons des comportements et résultats économiques d'agriculteurs utilisant et n'utilisant pas les techniques en question avec une correction des effets d'auto-sélection et de sélection. Les résultats des études les plus récentes utilisant cette approche sont synthétisés dans le tableau 3.9.

Ces études tendent à montrer que lorsqu'elles sont utilisées par les agriculteurs, les techniques de la lutte intégrée tendent à augmenter leur revenu, au tout au moins à ne pas le diminuer (tableau 3.9.). Cependant, ce revenu est essentiellement mesuré en terme de marges brutes. Ces marges brutes

incluent le coût des services de dépistage achetés, mais pas les coûts d'opportunité du travail de l'exploitant, voire le coût d'acquisition de certains facteurs fixes (formation, ...). Seule l'utilisation des techniques de dépistage n'améliorent pas toujours le revenu des agriculteurs. Cette remarque rejoint celle émise à propos de l'examen du taux d'adoption des pratiques : certains agriculteurs déclarent utiliser le dépistage mais ont néanmoins recours à des calendriers de traitement préétablis. De même, l'ensemble des études recensées par Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998) montrent qu'en général les techniques de la lutte intégrée améliorent la marge brute. Cependant, une certaine prudence s'impose quant à l'analyse de ces résultats. En effet, il est possible que ces résultats soient affectés de biais de sélection, lors du choix des sujets d'étude ou de leur publication.

Tableau 3.8. Effets de l'adoption de l'IPM : bilans des études économétriques, expérimentales, analytiques et descriptives pour les Etats-Unis

			Effets de l'adoption			
			Effet sur la demande de pesticides			
Produit	Technique	Nombre d'études	Effet le plus courant	Valeur de l'effet (%)	Effet le plus courant sur le rendement	Effet le plus courant sur le revenu
Coton	Dépistage	10	Augmentation	De -64 à +92%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	9	Diminution	De -98 à +34%	Augmentation	Augmentation
Soja	Dépistage	5	Diminution	De -21 à +83%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	2	Diminution	De -99 à -85 %		Augmentation
Maïs	Dépistage	1	Augmentation	De +15 à +47%	Augmentation	
	Dépistage et autres tech.	2	Diminution	De -50 à +67%	Augmentation	Augmentation
Fruits	Dépistage	6	Diminution	De -43 à +24%	Augmentation	Augmentation
	Dépistage et autres tech.	4	Diminution	De -41 à -12 %	n.s.	n.s.
Maraîchage	Dépistage et autres tech.	7	Diminution	De -67 à +13%	n.s.	Augmentation

Source : Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998)

Les effets estimés de l'utilisation des techniques de lutte intégrée sur l'utilisation de pesticides sont très contrastés. En effet, ces effets dépendent des cultures et des techniques elles-mêmes. Pourtant, certaines tendances se dégagent.

Le dépistage semble avoir des effets différents selon les cultures. En effet, le dépistage tend à avoir un effet négatif ou non significatif sur les utilisations de pesticides pour les cultures spéciales, mais tend

à avoir un effet non significatif ou positif pour les grandes cultures (maïs et coton). Ce constat s'explique potentiellement à partir des pratiques culturales des agriculteurs américains. En effet, les pratiques conventionnelles des producteurs américains de grandes cultures sont relativement extensives. Aussi, sans dépistage ils utilisent peu de pesticides, puisque l'utilisation de ces produits est peu rentable en moyenne. Le dépistage leur permet alors d'utiliser ces produits de manière efficace, *i.e.* seulement en cas de réel besoin. En outre, un producteur maîtrisant bien la protection phytosanitaire de ses cultures peut également accroître ses rendements objectifs en intensifiant ses pratiques culturales. Ces explications tendent à être confirmées par le fait que l'utilisation du dépistage tend à accroître les rendements obtenus en grandes cultures, ou tout au moins à ne jamais les diminuer.

Tableau 3.9. Effets de l'adoption des techniques économes en pesticides : études économétriques américaines

Etude	Etats, période	Produits	Technique	Effet de l'adoption sur		
				Utilisation de pesticides	Rendement	Revenu
Fernandez-Cornejo et Jans (1996)	(FL) 1993/94	Oranges (frais)	Dépistage, insecticides	n.s.	n.s.	n.s.
	(CA) 1993/94	Oranges (Transformation)	Dépistage, insecticides	n.s.	Négatif	Négatif
Wiebers, Metcalfe et Zilberman (2002)	(CA) 1990	Tomates	Dépistage de l'exploitant	Négatif		
Fernandez-Cornejo (1996)	(CA, FL, GA, MI, NC, MI, NJ, NY, TX) 1992/93	Tomates (frais)	Dépistage, insecticides	Négatif	Positif	Positif
			Dépistage, fongicides	Négatif	n.s.	Positif
Fernandez-Cornejo (1998)	(CA, MI, NY, OR, PA, WA) 1993/94	Raisin (vin dans 80% des cas, frais 10%, jus 10%)	Dépistage, insecticides	Négatif	n.s.	n.s.
			Dépistage, fongicides	Négatif	Positif	Positif
Caswell et al (2001)	(NE, IN, PA, WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Coton (Insecticides)	Rotations culturales	n.s.	n.s.	
			Lutte biologique	n.s.	n.s.	
			Dépistage	Positif	n.s.	
		Maïs (Insecticides)	Rotations culturales	Positif	Positif	
			Lutte biologique	n.s.	n.s.	
			Dépistage	n.s.	n.s.	

Yee et Ferguson (1996)	(NE, IN, PA , WA, VA, GA, IL, IA, ID, TX, MI, MS, AR, CA) 1991/93	Coton (Insecticides)	Dépistage	Positif
---------------------------	--	-------------------------	-----------	---------

La situation est différente dans le cas des cultures spéciales. En effet, dans le cas des cultures spéciales, les pratiques culturales des agriculteurs américains et européens sont comparables. Elles sont relativement intensives. Le dépistage permettrait donc d'éviter certains traitements aux producteurs américains de cultures spéciales.

En revanche, les techniques autres que le dépistage tendent pratiquement toutes (éventuellement en combinaison avec le dépistage) à diminuer les utilisations de pesticides, tout en accroissant ou en laissant constants les rendements obtenus. Ces résultats sont de fait peu surprenants dans la mesure où ces techniques visent toutes :

- soit à favoriser l'utilisation de substituts directs aux pesticides (résistances, auxiliaires biologiques, ...),
- soit à diminuer les risques phytosanitaires.

D'après les études recensées par Fernandez-Cornejo, Jans et Smith (1998), l'effet sur le rendement des techniques de la lutte intégrée sont plus importants sur les grandes cultures que sur les cultures spéciales. Ceci tend à confirmer le fait que les pratiques culturales sont relativement plus intensives en cultures spéciales qu'en grandes cultures.

Une certaine prudence s'impose cependant quant à l'interprétation présentée ci-dessus. D'une part, les données utilisées par ces études ne concernent qu'une période limitée. Les infestations des cultures étant variables dans le temps, ces résultats peuvent être spécifiques aux années durant lesquelles ces données ont été recueillies.

D'autre part, l'effort des Etats-Unis pour l'utilisation de ces pratiques s'est beaucoup intensifié durant la période dans laquelle les données ont été recueillies. Aussi, l'adoption de certaines pratiques est certainement récente pour bon nombre d'agriculteurs. Leur maîtrise de ces techniques n'est peut-être pas encore suffisante pour exploiter au mieux leurs possibilités. Selon cette logique, les effets bénéfiques de l'utilisation de ces pratiques seraient sous-estimés. Ceci peut par exemple expliquer les résultats de Fernandez-Cornejo et Jans (1996), selon lesquels l'adoption du dépistage des insectes nuisibles des oranges tend à diminuer le revenu des producteurs californiens.

Les résultats concernant l'effet de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures sur le risque de production et de revenu sont très variables et parfois issus d'approches discutables (Bosch et Pease, 2000). Pourtant, en analysant les études publiées sur le sujet Bosch et Pease (2000) concluent que l'utilisation des techniques qui visent à réduire *ex ante* la pression des déprédateurs sur les cultures ont généralement un effet contre-aléatoire sur les rendements obtenus.

3.4.3. La production intégrée en Europe

3.4.3.1. Utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE

Contrairement aux Etats-Unis, l'UE ou la France n'ont pas mis en œuvre des études ou des enquêtes visant à dresser un état des lieux quant à l'utilisation des techniques de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures ou plus généralement quant à l'utilisation des techniques de la production agricole intégrée.

En 1986, l'Union Européenne lançait un programme *Competitiveness of Agriculture and Management of Agricultural Resources* (CAMAR) qui portait sur un réseau d'essais menés dans dix pays d'Europe ;

ce programme fut relayé par le programme *Agro-industrial research* (AIR). Cependant, ces programmes ne semblent guère avoir essaimé si l'on en juge par les bilans récents effectués à la demande de la Commission Européenne (Agra CEAS Consulting, 2002). Cette pratique serait utilisée sur moins de 3% de la surface agricole utile européenne. Le tableau 3.10. présente le taux d'utilisation de cette pratique dans l'UE entre 1995 et 1998.

La part des surfaces répertoriées en production intégrée est donc en général faible, sauf pour quelques Etats-membres, notamment pour l'Autriche et le Danemark, et à degré moindre pour la Grande-Bretagne ou la Suède.

Tableau 3.10. Surfaces agricoles en production intégrée dans l'UE, 1995/1998 et surfaces en production biologique, 2000

	Surfaces en production intégrée (1000 ha)	Surfaces en production biologique (1000 ha)	Surface agricole utile totale (SAUT) (1000 ha)	% de la SAUT en production intégrée	% de la SAUT en production biologique
Allemagne	225	546	17 327	1.3	3.0
Autriche	608	272	3 423	17.8	7.9
Belgique	7	21	1 382	0.5	1.5
Danemark	637	158	2 764	23.0	5.7
Espagne	39	381	29 377	0.1	1.3
Finlande	14	147	2 150	0.7	6.8
France	133	370	30 169	0.4	1.2
Grande-Bretagne	1 554	579	15 858	9.8	3.7
Grèce	0	27	3 465	0.0	0.8
Irlande	19	27	4 434	0.4	0.6
Italie	159	1 040	15 256	1.0	6.8
Luxembourg	nd	1	127	Nd	0.8
Pays-Bas	30	32	1 848	1.6	1.7
Portugal	58	48	3 942	1.5	1.2
Suède	157	174	3 109	5.1	5.6
EU-15	3 641	3 823	134 631	2.7	2.8

Sources : Données issues de Agra CEAS Consulting (2002) et IPTS (2004)

Il convient cependant d'être prudent dans l'analyse de ces chiffres. En effet, le terme de production intégrée ne répondant pas à une norme commune dans l'UE, elle regroupe des systèmes qui, dans les faits, peuvent ne pas être équivalents. De même, ne sont répertoriées en tant qu'utilisatrices de ces techniques de la production intégrée que les exploitations qui entrent dans le cadre d'un dispositif officiel (tel que celui des MAE co-financées par l'UE) ou dans le cadre de productions labellisées en tant que telles. Ces chiffres peuvent donc sous-estimer l'utilisation réelle de ces pratiques.

Il est à noter que les Etats-membres dont la part des surfaces en production intégrée est élevée sont également ceux dont la part des surfaces en agriculture biologique est la plus importante. Seules la Finlande et l'Italie ont d'importantes surfaces en agriculture biologique sans avoir d'importantes surfaces en production intégrée (tableau 3.10.).

En Europe, les principes de la protection phytosanitaire intégrée ne sont véritablement appliqués qu'à quelques cultures de haute rentabilité : arboriculture fruitière, cultures protégées sous serre et viticulture. Mais, dans la majorité des autres cas, on en est encore au stade d'une lutte chimique raisonnée (Van Lenteren *et al.*, 1992).

Contrairement aux études américaines, les études européennes concernant les pratiques économes en intrants s'appuient donc essentiellement sur des résultats expérimentaux (Agra CEAS Consulting, 2002). Il est en effet difficile d'utiliser des résultats d'enquête auprès des agriculteurs pour mesurer

les effets et identifier les déterminants de l'utilisation de pratiques peu utilisées. En outre les pratiques étudiées en Europe sont celles de la production agricole intégrée et non celles de la protection intégrée.

3.4.3.2. Effets de l'utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE : études expérimentales en grandes cultures

De manière générale, les pratiques conventionnelles des producteurs européens de grandes cultures sont relativement intensives (avec des rendements objectifs plus élevés). Ceci peut expliquer en partie pourquoi les études européennes concernent surtout les techniques de la production agricole intégrée et non les seules techniques de la protection intégrée des cultures. En effet, il est difficile de réduire l'utilisation des pesticides sur grandes cultures lorsque les pratiques culturales utilisées conduisent à une forte pression des déprédateurs.

Les résultats des expérimentations réalisées en grandes cultures dans le cadre des programmes AIR et CAMAR mettent en évidence que, par rapport au système conventionnel, le système de production intégrée conduit à des rendements plus faibles, mais que l'économie d'intrants qu'il permet de réaliser, compense la perte liée à la diminution des rendements (Viaux *et al.*, 1994).

Ces résultats sont confirmés par des analyses plus récentes. Les résultats d'expérimentations d'itinéraires techniques intégrés en blé tendre sont particulièrement probants pour la France. En combinant le choix de variétés résistantes aux maladies, une réduction de la densité de semis (-40%), de la dose d'azote (-20%), des traitements fongicides (-70%) et une suppression des régulateurs de croissance, on obtient, avec des rendements réduits de 10 à 15%, des marges brutes au moins équivalentes à celles des itinéraires techniques conventionnels, sans que leur variabilité soit accrue (Loyce *et al.* 2001). En outre, plus le prix de vente du blé est faible et plus l'intérêt économique de ce type d'itinéraire s'avère grand (Rolland *et al.* 2003). Nolot et Debaeke (2003) obtiennent des résultats similaires pour une étude sur grandes cultures dans la région toulousaine.

Tableau 3.11. Effets économiques des techniques de la production intégrée (variation par rapport à l'agriculture conventionnelle) en grandes cultures, résultats d'expérimentations européennes

Site ou projet d'expérimentation (Pays)	Coûts des engrais, pesticides et semences	Rendements	Marges brutes	Remarques
Boigneville (France)	Diminution (légère)	Diminution	Comparables	Rendements id. pour le colza
Lautenbach (Allemagne)	Diminution	Comparables	Comparables	Risque accru sur le revenu
CAMAR (Italie)			Augmentation	Risque accru sur le revenu
FOFP (Grande Bretagne)	Diminution	Diminution	Diminution (légère)	Risque accru sur le revenu
LIFE Céréales meunières (Grande Bretagne)	Diminution	Augmentation	Augmentation (légère)	
LIFE Autres céréales (Grande Bretagne)	Diminution	Augmentation	Diminution (légère)	
Nagele (Pays-Bas)	Diminution	Diminution	Augmentation (légère)	
SCARAB (Grande Bretagne)		Diminution	Diminution	
TALSIMAN		Diminution	Augmentation	

(Grande Bretagne)		(légère)	(légère)
LINK-IFS (Grande Bretagne)	Diminution	Diminution	Diminution ^a (légère)

Source : Agra CEAS Consulting (2002)

a Coûts du travail supplémentaire inclus

Les études recensées par Agra CEAS Consulting (2002) à la demande de la Commission Européenne aboutissent à des conclusions analogues. Les résultats de ces études (menées dans les années 1990) sont résumés dans le tableau 3.11. Ils concernent des pratiques de production combinant à divers degrés : variétés résistantes, réduction des rendements objectifs, fertilisation raisonnée, protection intégrée et rotations culturales (légumineuses, couverture du sol en hiver, ...). Dans la plupart des cas, les rendements obtenus en production intégrée sont (légèrement) inférieurs à ceux obtenus en production conventionnelle. Cet effet est compensé par la baisse des coûts de production en pesticides, engrais et semences ce qui conduit à des marges brutes comparables.

Ces études rapportent parfois une augmentation du temps de travail et un accroissement de la variabilité des rendements. Mais généralement, ces études mentionnent que les pratiques de la production intégrée sont d'autant plus rentables que le prix du produit est bas. En outre, il convient de noter que pour les études les plus récentes, les choix de pratiques ne sont pas encore nécessairement « optimisés » d'un point de vue économique.

3.4.3. ». Effets de l'utilisation des pratiques de la production intégrée dans l'UE : quelques études sur des pratiques utilisées en conditions réelles

Le rapport de Agra CEAS Consulting (2002) présente également quelques pratiques utilisées en conditions réelles (tableau 3.12.). Les résultats qualitatifs de ces études sont proches de ceux présentés dans le cas des grandes cultures.

Deux études espagnoles sur la production intégrée de citrons d'un part et de pommes et poires d'autre part sont particulièrement intéressantes. Elles montrent que dans ce cas la production intégrée ne modifie ni les rendements ni la qualité des produits. Mais si la production intégrée permet de réduire substantiellement le coût des intrants chimiques, cette diminution de coûts est plus que compensée par l'accroissement des coûts liés au travail et des dépenses en matière d'analyses (des sols, des feuilles, ...).

Tableau 3.12. Effets économiques des techniques de la production intégrée (variation par rapport à l'agriculture conventionnelle), expériences en conditions réelles

Site ou non du programme (Pays, produit)	Coûts des engrais et pesticides	Coûts des engrais, pesticides, du travail et des analyses (sols, feuilles, ...)	Rendements	Marges brutes
Champagne (France, raisin)	Diminution	n.d.	Comparables	Comparables
AKIL (Allemagne, grandes cultures)	Diminution	n.d.	Comparables	Comparables (risque accru)
Citrus Production (Espagne, citrons)	Diminution	Augmentation (légère)	Comparables (en quant. et qual.)	Diminution (légère)
Pomme fruit production (Espagne, pommes et poires)	Diminution	Augmentation (légère)	Comparables (en quant. et qual.)	Diminution (légère)

Source : Données issues de Agra CEAS Consulting (2002)

A la demande de la Commission Européenne, Eyre Associates (1997) a comparé les résultats économiques de différentes pratiques utilisées par des agriculteurs : production conventionnelle, production intégrée et production biologique. Les principaux résultats de cette étude sont résumés dans le Tableau 3.13. Ils concernent quatre cas d'étude : le blé dans Schleswig-Holstein (Allemagne), la pomme de terre dans le Flevoland (Pays-Bas), la pomme dans le Trentino (Italie) et la viticulture dans le Bordelais (France). Les résultats économiques sont calculés avec les prix en cours en 1995.

Ces chiffres montrent que les systèmes de production intégrée permettent de réduire significativement l'utilisation des pesticides tout en permettant de maintenir des marges brutes comparables à celles obtenues avec des systèmes de production conventionnelle. Généralement, la diminution de rendement constatée est compensée par la baisse des coûts variables.

Les systèmes de production intégrée du blé considérés ici sont moins rentables que les systèmes conventionnels. Ils sont définis de manière contraignante vis-à-vis de l'utilisation pesticides et des engrais. Ils sont utilisés en Allemagne grâce à l'octroi de compensations financières.

Dans le cas de la vigne, les rendements sont identiques entre les deux systèmes, mais l'économie sur les coûts de protection phytosanitaire (et du matériel associé) obtenu en production intégrée est compensée par un accroissement des coûts de la main d'œuvre salariée.

Tableau 3.13. Performances comparées des systèmes de production conventionnelle, intégrée et biologique pour quatre cultures en 1995.

	Blé (Schleswig- Holstein, Allemagne)	Pomme de terre (Flevoland, Pays-Bas)	Pomme (Trentino, Italie)	Viticulture (Bordeau, France)
Part de la surface totale de la région consacrée à la culture :				
<i>en production conventionnelle (%)</i>	96	82	6	94
<i>en production intégrée (%)</i>	2	15	83	5
<i>en production biologique (%)</i>	2	3	1	1
Rendements (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	90	100	112	100
<i>biologique</i>	48	59	70	73
Dépenses de pesticides (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>en production intégrée</i>	72	63	60	50
Prix de vente moyen du produit (sortie ferme, base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	100	100	113	100
<i>biologique</i>	298	204	200	107
Marge brute moyenne (base 100 en prod. conventionnelle) en production :				
<i>conventionnelle</i>	100	100	100	100
<i>intégrée</i>	93	124	140	100
<i>biologique</i>	133	110	190	56
<i>biologique, au prix moyen du produit conventionnel</i>	70	40	40	31

Source : Données issues de Eyre Associates (1997)

La production biologique, bien que conduisant à des rendements très inférieurs à ceux obtenus en production conventionnelle, est rentable grâce au prix de vente les agriculteurs biologiques perçoivent pour leurs produits. Les agriculteurs pratiquant l'agriculture biologique vendent leurs produits entre deux et trois fois plus chers que leurs homologues pratiquant la production intégrée ou conventionnelle.⁷³ Calculées sans ces primes, les marges obtenues en production biologique sont de l'ordre de la moitié de celles obtenues en production conventionnelles.

La vigne fait figure d'exception ici puisque le vin biologique n'est vendu en moyenne que 7% plus cher que le vin conventionnel.

Le rapport de Eyre et Associates (1997) souligne le rôle du conseil et de la formation des agriculteurs pour l'utilisation des pratiques de la production intégrée ou biologique. De même il met en avant deux freins à l'adoption de ces pratiques : le temps de travail supplémentaire qu'elles requièrent et le risque de production qu'elles induisent.

⁷³ Ce qui est certainement permis par un raccourcissement des circuits de commercialisation de ces produits.

3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques

L'objectif de la section précédente était d'analyser les résultats des études empiriques concernant les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides. Ces études sont essentiellement descriptives dans le sens où elles cherchent à mettre en évidence des liens statistiques plus qu'à analyser le comportement des agriculteurs, *i.e.* à retrouver les calculs qui conduisent ces derniers à modifier leurs pratiques.

L'objectif de cette section est d'analyser plus en détail les déterminants de l'adoption des pratiques économes en pesticides. La distinction entre les termes « adoption » et « utilisation » est importante ici. L'adoption est définie ici comme la transition de l'utilisation d'une technologie à l'utilisation d'une autre technologie (de production ici). Le terme « diffusion » est ici réservé à l'analyse agrégée de l'adoption au sein d'une population, le terme adoption étant réservé au niveau individuel.

L'étude des facteurs de l'adoption d'une nouvelle technologie de production n'est intéressante que s'il est avéré que l'utilisation de cette technologie apporte(ra)it un plus aux producteurs. Si ça n'était pas le cas, le producteur n'aurait aucun intérêt à utiliser la technologie qui lui est proposée, ce qui règle d'emblée le problème de son adoption.

L'idée selon laquelle les techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées seraient dorénavant et déjà rentables pour les agriculteurs alors que certains éléments empêchent leur adoption par les agriculteurs européens est défendue par Cowan et Gunbel (1996) ou Wilson et Tisdell, (2001). Cette idée est à l'origine de celle d'un verrouillage de l'évolution technologique de l'agriculture européenne par l'utilisation de pesticides.

Les sections précédentes montrent que cette analyse doit être considérée avec prudence. D'une part, les éléments à notre disposition montrent que la rentabilité des techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées est loin d'être systématique, tout au moins à l'heure actuelle. D'autre part, s'il est certain que l'utilisation de ces techniques s'avère difficile pour différentes raisons (complexité, coût de l'investissement, risque, incertitude, disponibilité du conseil, ...), il est également possible d'éliminer ces « verrous » en prenant des mesures appropriées (voir les sections 3.5. et 3.6.).

La section précédente tend à montrer que pour que les agriculteurs européens utilisent des pratiques plus économes en pesticides, il est d'abord nécessaire :

- de stimuler la demande de ces techniques par les agriculteurs en mettant en place des mesures d'incitation économique pour leur utilisation

et :

- d'aider les agriculteurs pour l'utilisation de ces techniques en développant un environnement technologique et technique adéquat.

Nous reviendrons ici brièvement sur ces conditions qui sont nécessaires à l'utilisation des techniques de la protection des cultures ou de la production agricole intégrées.

Les conditions présentées ci-dessus sont suffisantes pour l'utilisation (maîtrisée) des pratiques considérées mais elles ne sont pas suffisantes pour leur adoption. Les caractéristiques de ces pratiques sont telles que leur adoption est relativement difficile pour les agriculteurs.

L'objectif de cette section est d'analyser les difficultés de la transition des pratiques de protection phytosanitaires conventionnelles vers des pratiques plus économes en pesticides. Cette analyse permettra ensuite de définir le rôle des pouvoirs publics pour lever les difficultés de cette transition. Ceci permettra de montrer qu'une intervention de l'Etat peut être justifiée dans ce contexte.

3.5.1. Approches économiques de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies

L'adoption et la diffusion des nouvelles technologies tiennent une place importante dans la littérature économique en général (Geroski, 2000) et dans les domaines particuliers de l'économie agricole (Sunding et Zilberman, 2001) et de l'économie de l'environnement (Jaffee, Newell et Stavins, 2002 et 2003).

Dans tous les cas, l'adoption d'une nouvelle technologie est considérée comme un investissement de long terme. Comme tout investissement, l'adoption d'une nouvelle technologie repose d'abord sur une comparaison des coûts et des bénéfices que cet investissement engendre. Griliches (1957) a été le premier à mettre en évidence empiriquement l'importance des déterminants économiques de l'adoption de nouvelles techniques en étudiant le processus de diffusion du maïs hybride en Iowa. Il a ainsi montré que les agriculteurs qui ont adopté les premiers cette technique sont aussi ceux qui en bénéficiaient le plus.

Cependant ce résultat rappelle surtout que le premier déterminant de l'adoption d'une technique est le bénéfice qu'en retire celui qui l'utilise.

3.5.1.1. Les théories économiques classiques de l'adoption et la diffusion de nouvelles technologies

La forme typique de l'évolution des taux d'utilisation d'une nouvelle technologie est celle d'une sigmoïde ou courbe en « S ». Selon la forme de ces courbes, le taux d'utilisation augmente faiblement à partir du moment où la nouvelle technique est disponible, puis ce taux d'utilisation s'accélère et finit par ralentir à partir du moment où la grande majorité des producteurs utilisent cette nouvelle technologie.

Pour ce qui concerne les technologies agricoles et les technologies respectueuses de l'environnement, la principale question que se sont posée les économistes est en rapport avec la relative « lenteur » du processus d'adoption ou de diffusion des nouvelles technologies (Sunding et Zilberman, 2001 ; Jaffee, Newell et Stavins, 2002).

Afin de répondre à cette question, la théorie économique de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies met en avant deux caractéristiques de cet investissement. Tout d'abord, cet investissement concerne des intrants particuliers : des connaissances spécifiques et de l'information. Ces connaissances et cette information peuvent être diffusées aux producteurs de manière formelle plus ou moins centralisée (*via* des organismes de recherche et de conseil, *via* des GDA, ...) et/ou par des échanges informels entre producteurs. Ensuite, les résultats attendus de cet investissement sont hétérogènes, notamment dans le cas des technologies de production agricole. En effet, les effets des techniques de production agricole dépendent des conditions dans lesquelles ces techniques sont utilisées et par qui elles sont utilisées.

Aussi, la relative lenteur de l'adoption et, par conséquent, de la diffusion des nouvelles technologies a essentiellement été abordée sous deux angles : celui de la diffusion de l'information et des connaissances nécessaires à l'utilisation des nouvelles technologies et celui de l'hétérogénéité des bénéfices attendus de ces nouvelles technologies.

L'approche basée sur la question de l'information part du principe que la maîtrise d'une nouvelle technologie nécessite une utilisation d'information et de connaissances spécifiques. Or ces éléments se diffusent généralement lentement et leur utilisation est d'autant plus efficace que les agriculteurs disposent d'un niveau de capital humain initial important. Aussi, la vitesse de la diffusion d'une technologie est naturellement limitée par la vitesse de diffusion de l'information et des connaissances, et par le niveau de capital humain des agriculteurs (expérience et/ou éducation). Cette approche a été à l'origine des premiers modèles de diffusion des nouvelles technologies. Dans ces modèles le processus de diffusion d'une nouvelle technologie est formalisé de manière analogue à celui d'un processus de contagion (Griliches, 1957 ; Stoneman, 1983).

De nombreuses études empiriques ont confirmé le rôle de l'information dans le processus de diffusion des technologies de production agricole en montrant que les efforts de recherche et de conseil tendent à accélérer cette diffusion. Ces études illustrent également le rôle fondamental du niveau d'éducation des agriculteurs (Huffman, 2001 ; Sunding et Zilberman, 2001).

L'approche mettant en avant l'hétérogénéité des bénéfices attendus de l'utilisation d'une nouvelle technologie a été formalisée en premier lieu par David (1969). Selon cette approche, seuls les producteurs pour qui les coûts de l'adoption de la nouvelle technologie sont inférieurs aux bénéfices (actualisés) attendus de l'utilisation de cette nouvelle technologie adoptent cette dernière. La diffusion de l'information aidant, les bénéfices liés à l'utilisation de cette nouvelle technologie augmentent (les coûts d'investissement et d'utilisation diminuent et la maîtrise des utilisateurs s'accroît avec l'expérience accumulée) ce qui fait que le nombre d'agriculteurs pour qui cette adoption devient rentable augmente progressivement. En fait, tout facteur susceptible :

- de diminuer les coûts liés à l'adoption de la nouvelle technologie,
- d'augmenter les bénéfices liés à l'utilisation de la nouvelle technologie

et/ou :

- de diminuer les bénéfices liés à l'utilisation de l'ancienne technologie

tend à accélérer l'adoption de la nouvelle technologie.

Il existerait ainsi généralement une petite proportion de « précurseurs », une grande proportion de « suiveurs » et une petite proportion de « retardataires » (Cochrane, 1979). Selon l'analyse de David (1969), cette typologie suggère une distribution normale ou logistique des bénéfices nets que les producteurs retirent de l'utilisation des nouvelles technologies.⁷⁴

De nombreux travaux ont mis en évidence l'importance des conditions pédo-climatiques pour expliquer l'adoption (ou l'utilisation) des pratiques agricoles depuis les travaux de Caswell et Zilberman (1986) sur les techniques d'irrigation de précision (Caswell et Shoemaker, 1993 ; voir la section précédente pour l'adoption de la protection intégrée aux Etats-Unis). La plupart des travaux concernant l'adoption (ou l'utilisation) de technologies agricoles mettent en avant le rôle de l'éducation des agriculteurs, voire de leur disponibilité (Sunding et Zilberman, 2001 ; voir la section précédente pour l'adoption de la protection intégrée aux Etats-Unis).

3.5.1.2. Adoption de nouvelles technologies et calcul économique

Les approches classiques pour l'analyse de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies ont cependant plusieurs défauts majeurs dans le présent contexte. En effet, celle de Griliches (1957) postule que la diffusion de l'information et des connaissances suivent un processus de contagion sans chercher à mettre en évidence ni le fonctionnement, ni les déterminants de ce processus. Celle de David (1969) a tendance à négliger les interactions entre producteurs et, surtout, ne distingue pas les déterminants de l'utilisation de la nouvelle technologie de ceux de son adoption.

Les recherches les plus récentes sur la diffusion et l'adoption des nouvelles technologies tentent de corriger ces défauts, principalement en généralisant l'approche de David (1969), *i.e.* en cherchant à définir le plus complètement possible le calcul d'un agriculteur qui considère l'adoption d'une nouvelle technologie de production (Geroski, 2000). Ce type de recherches est abondant dans la littérature théorique depuis l'article fondateur d'Arrow (1962) sur les effets de l'apprentissage. Même si de nombreux travaux théoriques se réfèrent explicitement à la production agricole (*e.g.*, Tsur, Sternberg et Hochman, 1990 ; Lindner, Fischer et Pardey, 1979 ...), leur utilisation empirique pour l'étude de l'adoption des nouvelles technologies de production agricole est plus récente mais se développe rapidement (Sunding et Zilberman, 2001 ; Baerenklau, 2005).

En fait, les technologies de production agricole, notamment celles économes en pesticides, ont des caractéristiques qui rendent les changements de pratiques relativement délicats et coûteux pour les agriculteurs (Marra, Pannell et Abadi Ghadim, 2003 ; Pannell *et al.*, 2005).

Ces études distinguent la phase d'adoption de la phase d'utilisation. Elles insistent toutes sur certaines caractéristiques des innovations « radicales » en production agricole :

⁷⁴ Ou d'autres facteurs, tels que des facteurs sociologiques : certains producteurs sont plus intéressés par les innovations techniques que les autres, ...

- les effets de ces technologies de production dépendent des lieux où ces technologies sont utilisées. Aussi, ces effets sont incertains *a priori*. Les connaître suppose une phase d'essais et/ou d'apprentissage qui implique une prise de risque plus ou moins importante.
- ces technologies définissent des principes d'action qui doivent être adaptés au cas par cas. Aussi, la maîtrise de ces technologies nécessite une phase d'expérimentation/optimisation pour être adaptée au contexte de l'exploitation où elles sont utilisées. Cette phase d'adaptation s'accompagne de coûts explicites (achat de matériel, de services spécifiques, temps de travail, ...) ou implicites (pertes de revenu, aléa de revenu, ...).

L'adoption d'une nouvelle technologie suppose donc le passage par une phase d'apprentissage (*learning by doing*) des effets réels de la technologie qui détermine l'adoption finale ou non de la technologie et qui permet l'ajustement des principes d'action de cette technologie au contexte de l'exploitation considérée.

En outre, certaines recherches tentent de formaliser et de mesurer le processus de diffusion de l'information entre agriculteurs. Dans cette optique, deux formes de processus sont envisagées, il s'agit des processus d'imitation (Banerjee, 1992) et des processus de « partage » de l'information entre agriculteurs. L'idée du partage de l'information est de loin la plus utilisée pour expliquer la diffusion des technologies agricoles par les économistes (Baerenklau, 2005). Elle repose sur le fait qu'un agriculteur peut retirer de l'information sur les effets potentiels d'une nouvelle technologie en observant le comportement et les résultats des agriculteurs qui ont adopté cette technologie. Il suffit pour cela que l'information produite par les agriculteurs précurseurs de la nouvelle technologie puisse être transposée, ce qui est le cas si ces agriculteurs sont voisins et ont des productions comparables, et observée, ce qui est le cas si ces agriculteurs sont voisins ou communiquent (de manière formelle ou non) leurs protocoles d'essais et leurs résultats. Cette production d'information par les voisins a deux implications :

- elle aide l'agriculteur à apprécier les effets qu'aurait la nouvelle technologie sur sa propre exploitation. Aussi, l'information produite par ses voisins entre dans le calcul de l'agriculteur envisageant d'adopter la nouvelle technologie.
- elle peut être à l'origine de comportements stratégiques de la part des agriculteurs. En effet, il peut être plus intéressant pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent la nouvelle technologie afin de bénéficier « gratuitement » de leurs expériences.

La suite de cette section présente les principales questions économiques posées par l'adoption et l'utilisation de nouvelles technologies de production agricole, notamment les technologies économes en pesticides. Ceci a pour objectif d'illustrer les principales difficultés rencontrées par les agriculteurs et de montrer où et comment l'Etat peut intervenir pour favoriser l'adoption (et l'utilisation) de ces nouvelles technologies.

3.5.2. Utilisation de nouvelles technologies : le rôle du contexte économique

L'objectif de cette sous-section est de résumer les principales conclusions des sections précédentes quant à l'utilisation des technologies agricoles économes en intrants et de montrer le rôle du contexte économique.

Nous considérons ici le cas simple d'un agriculteur (i) dont l'exploitation est de taille s_i , et le capital humain est donné par h_i et qui envisage d'exploiter encore T_i années. Il utilise jusqu'à présent ($t = 0$), la technologie de production A mais envisage éventuellement d'adopter une technologie B économe en intrants chimiques.

3.5.2.1. Les technologies et les avantages comparés de leur utilisation

Les performances techniques de la technologie A sont résumées par la fonction de production :

$$(26) \quad \tilde{y}_{Ait}(x) = f(x; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it})$$

où $\tilde{y}_{Ait}(x) = f(x; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it})$ est le rendement obtenu avec x unités d'un agrégat d'intrants variables (pesticides, semences, engrais, ...). Le vecteur \tilde{e}_{it} contient les caractéristiques climatiques et sanitaires exogènes affectant sa production l'année t et α_{Ai} contient les paramètres décrivant l'effet de la technologie de production A sur l'exploitation de l'agriculteur.

Etant expérimenté avec cette technologie, l'agriculteur connaît α_{Ai} . A l'optimum économique en p (prix du produit) et w (prix des intrants chimiques), il utilise $\tilde{x}_{Ait}^M(p, w) \equiv x^M(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it})$ quantités d'intrants par hectare et obtient un rendement égal à $\tilde{y}_{Ait}^M(p, w) \equiv y^M(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it})$. Il réalise une marge brute optimale par hectare égale à :

$$(27) \quad \tilde{\pi}_{Ait}(p, w) \equiv \pi(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it}) = p y^M(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it}) - w x^M(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it}).$$

L'utilisation de la technologie B requiert des intrants spécifiques (temps de travail, analyses, services d'un expert, ...) dont le coût par hectare est noté c_B . Lorsqu'il maîtrise cette nouvelle technologie, i.e. lorsque cette nouvelle technologie est « simple », proche de la technologie A ou après une phase d'apprentissage, l'agriculteur en connaît les performances. En particulier, il sait que la fonction de production caractérisant B est donnée par $\tilde{y}_{Bit}(x) = f(x; \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})$ où il connaît parfaitement la forme de $f(\cdot)$ et α_{Bi} . A l'optimum économique en w et p , il réalise une marge brute à l'hectare égale à $\tilde{\pi}_{Bit}(p, w, c_B) \equiv \pi(p, w; \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it}) - c_B$ en utilisant les quantités d'intrants chimiques $\tilde{x}_{Bit}^M(p, w) \equiv x^M(p, w; \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})$ et en obtenant un rendement égal à : $\tilde{y}_{Bit}^M(p, w) \equiv y^M(p, w; \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})$.

Dans toute la suite il sera supposé que les \tilde{e}_{it} sont indépendants et équi-distribués dans la dimension temporelle et individuelle, i.e. que les \tilde{e}_{it} ont la même distribution que \tilde{e} .

La technologie B étant définie pour limiter l'utilisation d'intrants chimiques, elle doit être d'autant plus rentable que la technologie A lorsque le prix des intrants chimiques sont élevés. Il est supposé ici que :

$$(28a) \quad \frac{\partial E_{\tilde{e}}[\Delta\pi(p, w, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})]}{\partial p} < 0 \quad \text{et} \quad \frac{\partial E_{\tilde{e}}[\Delta\pi(p, w, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})]}{\partial w} > 0$$

et qu'il existe un niveau du prix des intrants $\bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi})$ tel que :

$$(28b) \quad E_{\tilde{e}}[\Delta\pi(p, \bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi}), c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it})] = 0$$

où : $\Delta\pi(p, w, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it}) \equiv \pi(p, w; \alpha_{Bi}, \tilde{e}_{it}) - c_B - \pi(p, w; \alpha_{Ai}, \tilde{e}_{it})$.

Cette propriété est conforme avec les résultats généralement obtenus en production intégrée pour les grandes cultures. Elle indique que la marge brute espérée de la technologie B est supérieure à celle de la technologie A si $w > \bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi})$.

Bien entendu le prix seuil $\bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi})$ est croissant en p et c_B , et dépend de l'efficacité technique relative de la technologie B par rapport à la technologie A pour l'exploitation de l'agriculteur considéré. Ceci a plusieurs implications. L'agriculteur ne décidera (voire n'envisagera d'étudier la question de) l'adoption de la technologie B que si elle lui paraît plus adaptée au contexte économique à venir ou en vigueur.

Dans ce contexte l'attitude face au risque de l'agriculteur peut également jouer un rôle important. En effet, il est fréquemment avancé que les technologies économes en intrants chimiques sont plus risquées que les technologies conventionnelles dans le sens où elles procurent des marges brutes « plus aléatoires ». Cet aspect ne sera pas abordé ici même s'il peut jouer un rôle important.

3.5.2.2. Utilisation des technologies et intervention publique

L'Etat peut intervenir à propos de l'utilisation des technologies économes en intrants chimiques sur plusieurs points lorsque la technologie B s'avère *a priori* peu attrayante pour les agriculteurs. Il peut intervenir sur le prix des intrants (*via* un système de taxation), intervenir sur la technologie B elle-même (en finançant des recherches visant à la rendre plus attrayante) ou directement en versant des subventions à l'utilisation de la technologie B.

Dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques, cette dernière solution est relativement difficile ou en tous cas très coûteuse. En effet, dans ce cas l'Etat doit passer un contrat avec les agriculteurs. Dans ce contrat doit :

- être spécifié ce que les agriculteurs doivent mettre en oeuvre,
- être définie la subvention que les agriculteurs reçoivent pour être incités à utiliser la technologie voulue,
- et être définie la sanction encourue par les agriculteurs lorsqu'ils ne respectent pas les termes du contrat.

Ces points posent problème ici. En effet, dans le cas de pratiques économes en pesticides, il est difficile de fixer de manière efficace ce que les agriculteurs doivent faire. Les choix (de quantités d'intrants, rotations, ...) les plus efficaces d'un point de vue économique dépendent des exploitations (conditions pédo-climatiques, des contraintes de temps des exploitants, ...) voire du contexte spécifique de l'année en cours. Or les subventions à verser aux agriculteurs et la vérification du respect du contrat doivent en principe dépendre de ce cahier des charges.

Une solution consiste à définir un cahier des charges rigide, homogène et simple à vérifier. Ce cahier des charges doit être accompagné de subventions d'autant plus importantes qu'il est contraignant, tout au moins s'il est décidé que la technologie doit être largement adoptée. En effet, il est alors nécessaire de compenser l'inefficacité économique du cahier des charges. L'autre solution consiste à définir un cahier des charges relativement souple (de « bonnes pratiques ») mais difficile (voire impossible) à vérifier, ce qui se fait au détriment de l'incitation au respect du contrat. Cette solution est très critiquée par la Cour des Comptes Européenne (2005).

Une intervention de l'Etat fondée sur une politique active de recherche agronomique et de taxation des intrants chimiques a plusieurs avantages. Elle économise les fonds publics destinés au fonctionnement du système de contrôle/sanction des contrats d'utilisation de la nouvelle technologie. En effet, des intrants chimiques onéreux créent une incitation incontournable à l'utilisation de pratiques économes dans ces intrants. Dans ce cas les agriculteurs sont demandeurs des nouvelles technologies et non simplement attirés par des subventions versées pour l'utilisation d'une technologie par ailleurs peu intéressante. Cette politique économise une large part du coût de la spécification de contrats complexes. Elle laisse aux agriculteurs le soin de définir eux-mêmes les pratiques qui leur semblent les plus adaptées, ce qui est un gage d'efficacité. Ensuite elle est cohérente dans la mesure où d'une part, elle incite les agriculteurs à se tourner vers des pratiques économes en intrants chimiques et d'autre part leur offre les solutions techniques appropriées. Enfin, elle n'exclut pas que des compensations (des effets financiers de la taxation) puissent être versées aux agriculteurs. Ces compensations doivent cependant ne pas interférer avec les choix productifs des agriculteurs, i.e. être définies par hectare ou par exploitation.

L'intervention publique peut également jouer un rôle au niveau de c_B , le coût spécifique de l'utilisation de la nouvelle technologie. En effet, ce coût est très lié aux conseils reçus par les agriculteurs et aux outils nécessaires au pilotage de la nouvelle technologie. En fait, c_B mesure le coût des intrants complémentaires (si ce n'est nécessaire) à l'utilisation de la technologie B. L'importance de c_B est un argument souvent avancé pour expliquer le « verrouillage » technologique en faveur du recours quasi-exclusif à l'utilisation des pesticides chimiques en matière de protection phytosanitaire. Ce point sera évoqué plus bas.

Dans les sous-sections suivantes nous considérerons la question de l'adoption de la nouvelle technologie, i.e. la phase qui précède l'utilisation « maîtrisée » de cette nouvelle technologie.

3.5.3. Adoption de nouvelles technologies et choix d'investissement

Même si l'agriculteur considéré est neutre face au risque, la condition $w > \bar{w}_{MB}(p, c_B; \alpha_{Ai}, \alpha_{Bi})$ est nécessaire à l'adoption de B mais elle n'est pas suffisante. En effet, l'adoption d'une nouvelle technologie de production s'accompagne généralement d'un investissement préalable en matière de formation et/ou de matériel. Se posent ici les questions de l'amortissement de l'investissement initial dans la nouvelle technologie et de la date de la réalisation de cet investissement.

Le montant de l'investissement sera noté ici $C_B(h_i, t)$. Ce coût est décroissant en h_i et en t . Un agriculteur déjà bien formé doit consacrer moins de temps à sa formation. Le coût de l'investissement $C_B(h_i, t)$ initial peut décroître avec le temps par un effet d'apprentissage des organismes de formation et du retour au niveau de ces organismes de l'expérience accumulée par les agriculteurs ayant déjà adopté la technologie considérée. Sunding et Zilberman (2001) qualifient cet effet de d'effet de « *learning by using* ». En utilisant des arguments similaires, il sera également supposé ici que les coûts variables spécifiques de l'utilisation de la nouvelle technologie $c_B(t)$ sont décroissants en t . En outre, si les conditions de prix sont telles que les agriculteurs sont demandeurs en matière d'adoption de la technologie B, il est possible que les mécanismes de marché ou d'innovations induites conduisent le secteur privé à améliorer leur offre d'intrants spécifiques pour l'utilisation de la technologie B. Sous certaines conditions, ces mécanismes peuvent conduire à une diminution du prix de ces intrants.

Afin de simplifier l'exposé, il sera dorénavant supposé que les deux technologies de production considérées procurent des revenus certains, i.e. que les termes $\tilde{\epsilon}_i$ n'ont en réalité pas d'effet sur les choix d'intrants ou les niveaux de production.

En supposant dans un premier temps qu'il anticipe correctement l'évolution du contexte économique, l'agriculteur choisit d'adopter B en $t=0$ si le profit actualisé qu'il retire de l'utilisation de la technologie B :

$$(29a) \quad \Pi_{Bi}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; 0) \equiv -C_B(h_i, 0) + s_i \pi(p_0, w_0; \alpha_{Ai}) + s_i \sum_{t=1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Bi}) - c_B(t)}{(1 + \alpha_i)^t}$$

est supérieur à celui qu'il retire de l'utilisation de la technologie A :

$$(29b) \quad \Pi_{Ai}(\mathbf{p}, \mathbf{w}; 0) = s_i \sum_{t=0}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1 + \alpha_i)^t}$$

où α_i est le taux d'actualisation utilisé par l'agriculteur. Dans tous les cas, les agriculteurs n'adopteront la nouvelle technologie que si les bénéfices attendus de cette adoption sont supérieurs à son coût initial :

$$(30) \quad s_i \sum_{t=1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Bi}) - c_B(t) - \pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1 + \alpha_i)^t} > C_B(h_i, 0)$$

Cette condition permet de montrer simplement pourquoi les agriculteurs les plus jeunes (durée de l'amortissement), les mieux formés (coût de l'investissement) et exploitant de grandes surfaces (amortissement du coût fixe) sont avantagés lors des changements de technologie et tendent donc à adopter plus rapidement les nouvelles technologies de production.

En outre, le fait que les $\pi(p_t, w_t; \alpha_{Bi})$ et $\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})$ dépendent des caractéristiques pédo-climatiques des exploitations explique également les différences de taux d'adoption des technologies entre régions agricoles. Certaines technologies de production peuvent s'avérer plus appropriées dans certaines régions que dans d'autres.

Dans une optique plus dynamique, il convient de noter l'importance de l'évolution des p_t , w_t , $C_B(h_t, t)$ et $c_B(t)$.

La diminution attendue des coûts $C_B(h_t, t)$ et $c_B(t)$ peut amener les agriculteurs à différer leur adoption de la nouvelle technologie. L'utilisation de la nouvelle technologie peut ne devenir rentable qu'à partir du moment où $c_B(t)$ est suffisamment bas. De même, en raison de l'importance de $C_B(h_t, 0)$ et de l'évolution attendue de $C_B(h_t, t)$, l'investissement peut être plus intéressant dans l'avenir, et ce même s'il est déjà rentable en $t = 0$. En effet, le bénéfice attendu de la baisse des coûts d'investissement peut compenser le bénéfice perdu en terme de marge brute lorsque l'adoption de la nouvelle technologie est différée. Les pouvoirs publics peuvent jouer un rôle important au niveau des coûts d'investissement et des coûts spécifiques de l'utilisation de la nouvelle technologie. Ce point renvoie à la définition de la politique publique de formation et de conseil aux agriculteurs. La question de l'intérêt de l'intervention publique dans ce domaine sera discutée plus bas.

L'évolution attendue du contexte de prix (p_t, w_t) peut également jouer un rôle important pour la décision d'investissement et sa date (e.g., Price, Lamb et Wetzstein, 2005). Cependant, cet aspect de la décision d'investissement repose sur d'autres critères que le bénéfice net actualisé de l'adoption de la nouvelle technologie. En effet, un agriculteur anticipant une augmentation future du prix des intrants chimiques w_t (ou une baisse du prix des produits agricoles p_t) peut décider d'anticiper son investissement dans la nouvelle technologie s'il désire « lisser » son revenu. Cette stratégie peut lui permettre de subir les coûts de l'investissement avant de subir les effets de l'augmentation de w (ou de la diminution de p). Cette remarque illustre l'intérêt de l'annonce anticipée (et crédible) des politiques de taxation des intrants.

Ces aspects dynamiques s'avèrent d'autant plus importants que la question de l'incertitude et de l'information sont disponibles. Cette question est abordée dans la section suivante.

3.5.4. Adoption de nouvelles technologies, incertitude et information

Dans les sous-sections précédentes, il a été supposé que les agriculteurs connaissaient les performances de la nouvelle technologie, l'évolution du coût de l'utilisation de cette technologie (ainsi que celle du coût de l'investissement) et l'évolution du contexte économique. De ce fait, la question de l'adoption était relativement simple, elle concernait celle d'un investissement aux effets relativement bien connus (le risque affectant le revenu de l'agriculteur étant analogue quelque soit la technologie utilisée).

Or, et c'est là une des spécificités importantes des pratiques économes en intrants telles que celles considérées ici, les effets des innovations technologiques agricoles importantes dépendent du lieu où elles sont utilisées et leur mise en œuvre requiert une adaptation de la part de leurs utilisateurs. Cette caractéristique est à l'origine de questions importantes pour l'adoption de ces innovations.

3.5.4.1. Le problème de l'incertitude : expérimentation, adaptation, information et perception

L'adoption de la nouvelle technologie s'accompagne de coûts d'apprentissage liés à la nécessaire adaptation des principes d'action définissant cette innovation. Ces coûts s'ajoutent à ceux de l'investissement préalable à l'adoption elle-même. En particulier, l'adoption effective de la nouvelle technologie (i.e. sur l'ensemble de l'exploitation ou tout au moins à large échelle) est souvent précédée d'une phase d'expérimentation (essai/optimisation) plus ou moins coûteuse pour les agriculteurs (Leathers et Smale, 1991 ; Abadi Gahim et Pannell, 1999 ; Marra, Pannell et Abadi Gahim, 2003 ; Abadi Gahim, Pannell et Burton, 2005 ; Pannell et al, 2005). Ces coûts d'expérimentation dépendent :

- de l'échelle à laquelle la technologie peut être testée,

- de l'observabilité des résultats de l'utilisation de cette technologie, ce qui conditionne en particulier le temps nécessaire à la maîtrise de la nouvelle technologie,
- du temps et du matériel nécessaires au pilotage des expérimentations (temps et matériel qui s'ajoutent à ceux nécessaires à l'utilisation de la nouvelle technologie mais deviennent inutiles dès que cette technologie est maîtrisée)

et :

- des possibilités de partager les coûts de ces expérimentations (entre agriculteurs voisins par exemple, de manière informelle ou dans une structure dédiée à cet effet).

Les coûts liés à l'adoption d'une nouvelle technologie sont, dans une large mesure, irrécupérables. En effet, si la technologie devait *in fine* être abandonnée car non rentable ou peu adaptée à l'exploitation considérée, l'investissement et l'apprentissage liés à cette innovation seraient en grande partie perdus. De ce fait, l'adoption d'une innovation, surtout d'une innovation radicale, peut être considérée comme une prise de risque par les agriculteurs. Ce concept de prise de risque renvoie à lui seul à trois notions (Marra, Pannell et Abadi Gahim, 2003) :

- Puisque le risque est lié à un manque d'information, il est important de considérer les sources d'informations disponibles pour l'agriculteur à propos de la nouvelle technologie : les essais mis en place par l'agriculteur lui-même, les essais de ses voisins, les résultats publiés par les instituts techniques, les instituts de recherches, ...
- Dans ce contexte, l'adoption d'une innovation technologique dépend de l'attitude face au risque des agriculteurs que cette attitude soit liée à leurs préférences face au risque (aversion) ou aux contraintes auxquelles ils font face (contraintes financières, contraintes d'alimentation des cheptels, ...).
- La méconnaissance des performances réelles de la nouvelle technologie implique que l'agriculteur fait face à une incertitude au sens économique du terme. Un agriculteur expérimenté est capable de quantifier l'effet des aléas climatiques sur ses cultures, en ce sens l'aléa climatique est un risque pour lui, i.e. relevant d'une évaluation objective du risque au sens de Von Neuman-Morgenstern (e.g. Laffont, 1991a). En revanche, il est difficile pour un agriculteur envisageant l'utilisation d'une nouvelle technologie de quantifier de manière « objective » les performances à attendre de cette technologie. En ce sens, l'aléa induit par l'adoption d'une nouvelle technologie constitue une incertitude pour lui. Son évaluation des effets potentiels de cette nouvelle technologie dépend plus de sa perception subjective de ces effets que d'une quantification objective (évaluation subjective du risque au sens de Savage, voir e.g. Laffont, 1991a). Aussi la perception par les agriculteurs des effets de l'utilisation de la nouvelle technologie peut différer sensiblement de celle des experts ayant travaillé sur cette technologie. Or, la perception initiale par les agriculteurs des performances attendues de la nouvelle technologie est déterminante. En effet, elle conditionne toutes les décisions des agriculteurs puisqu'elle lui sert à quantifier ce qu'il peut attendre de cette technologie une fois qu'il la maîtrisera, à quantifier le coût de l'expérimentation de cette technologie et à quantifier l'intérêt à attendre des informations qu'il peut espérer des sources externes à son expérimentation. De cette perception dépendra sa décision d'essayer ou non cette nouvelle technologie, d'attendre plus d'information avant de franchir le pas, voire même de s'intéresser ou non à cette innovation.

3.5.4.2. Perception des effets de la nouvelle technologie et adoption

Le fait que l'agriculteur ne connaisse pas avec certitude les effets qu'il peut attendre de l'innovation technologique disponible implique qu'il évalue ces effets sur la base de la perception qu'il a de ces effets. Dans le cadre du modèle précédent, ceci implique que l'agriculteur considère α_{Bi} non pas comme fixe (i.e. connu) mais comme une variable aléatoire $\hat{\alpha}_{Bi}$ dont la distribution définit la perception qu'il en a. Cette distribution traduit à la fois l'information (objective) dont il dispose (cette dernière pouvant évoluer dans le temps) et sa manière d'utiliser cette information.

Aussi, même si le résultat économique réel de l'utilisation de la technologie B n'est pas aléatoire en réalité, ce résultat est considéré comme aléatoire par l'agriculteur lorsqu'il considère toute décision relative à l'adoption éventuelle de cette technologie.

Aussi en $t = 0$, l'agriculteur estime α_{Bt} , la vraie valeur du paramètre de la technologie B, à partir de la variable aléatoire $\hat{\alpha}_{Bt0}$ dont la distribution résume sa perception des effets de la technologie B sur son exploitation. Aussi, son estimation de la performance économique de cette technologie est donnée par l'espérance suivante :

$$(31a) \quad E_{\hat{\alpha}_{Bt0}} [\pi(p, w; \hat{\alpha}_{Bt0})]$$

De même, une mesure de l'incertitude à laquelle il fait face concernant cette performance économique est donnée par la variance suivante :

$$(31b) \quad V_{\hat{\alpha}_{Bt0}} [\pi(p, w; \hat{\alpha}_{Bt0})].$$

Pour un expert (à supposer qu'un tel expert existe) cette performance est certaine (de variance nulle) et donnée par $\pi(p, w; \alpha_{Bt0})$.

L'existence de cette incertitude a deux effets :

- L'agriculteur peut sur-estimer ou sous-estimer les performances économiques de la technologie B.
- Bien que cette technologie donne (par hypothèse ici) des résultats réels certains, l'adoption de la technologie B dépend de l'attitude face au risque de l'agriculteur. S'il est averse face au risque, l'agriculteur tendra à favoriser l'utilisation de la technologie A tant qu'il considérera qu'il ne connaît pas avec (suffisamment de) certitude les effets de la technologie B.

Les résultats de Pannell, Abadi Ghadim et Burton (2005) illustrent cette idée dans le cas de l'adoption d'une nouvelle culture en Australie. Quatre études américaines tendent à montrer que dans l'adoption des techniques la lutte intégrée est limitée parce que les agriculteurs n'en connaissent pas bien les performances (Pingali et Carlson, 1985 ; Musser et al, 1986 ; Haneman et Farnsworth, 1991 ; Feather et Amacher, 1994). A l'exception de celle de Musser *et al.* (1986), ces études montrent que les agriculteurs qui adoptent les techniques de la lutte intégrée sont aussi ceux qui ont les perceptions les plus optimistes de leurs effets, en terme d'espérance et de risque de revenu.

En France, beaucoup d'agriculteurs n'ont que l'expérience de la lutte chimique préventive contre les ennemis des cultures. Dès lors, ils pourraient avoir des difficultés pour évaluer correctement les risques d'infestation de leurs parcelles (puisqu'ils ont tendance à les éliminer de manière préventive) ou plus généralement les effets potentiels d'autres pratiques culturales que les pratiques conventionnelles.

Le problème du décalage entre les perceptions des risques par les agriculteurs et les risques réels ne concernent pas que l'adoption de nouvelles pratiques. Mumford (1981) montre que des producteurs anglais de betteraves sucrières ont une perception pessimiste des probabilités d'infestation de leurs cultures et tendent à surestimer les pertes liées aux infestations de leurs cultures. En revanche, Grisley et Kellogg (1983) montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les distributions subjectives des agriculteurs et la distribution objective des probabilités de rendements à partir d'une enquête effectuée en Thaïlande.

Estimer les effets de l'incertitude sur les choix des agriculteurs est assez délicat. En effet, il est difficile de distinguer dans les choix des agriculteurs ce qui est dû à l'incertitude (perception subjective des risques) de ce qui est dû à l'attitude face au risque. Par exemple, un agriculteur qui a une perception correcte des risques d'infestation de ses parcelles peut être plus enclin à adopter une stratégie de protection phytosanitaire qu'un agriculteur qui sur-estime significativement ces risques. Il suffit que le premier soit significativement averse au risque et que le second soit neutre au risque.⁷⁵

Aussi, il convient d'interpréter les résultats précédents avec une certaine prudence.

⁷⁵ La théorie duale du risque de Yaari (1987) montre que les effets de l'aversion au risque sur le comportement des agents économiques sont similaires aux effets de déformations « pessimistes » de la perception des risques.

Du point de vue des choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides, cette question est très importante. En effet, l'aversion face au risque est une caractéristique des préférences des agriculteurs et, théoriquement, ne peut pas être modifiée. En revanche, il est possible d'améliorer les perceptions des agriculteurs mettant en place des programmes de formation (Mumford, 1981; Musser et al., 1986) ou en diffusant des informations qui leur permettent de réviser leur perception des risques (Farnsworth et Moffitt, 1984; Feather et Amacher, 1994). En effet, un agriculteur peut refuser d'adopter une nouvelle technologie uniquement parce qu'il anticipe à tort que cette technologie n'a aucun intérêt pour lui.

De ce point de vue, mettre au point une nouvelle technologie de production pertinente d'un point de vue économique est nécessaire pour que cette technologie soit adoptée mais n'est pas suffisant. Il est également nécessaire de diffuser l'information concernant les performances de cette nouvelle technologie. La diffusion de cette information a deux effets sur les décisions des agriculteurs :

- Elle permet d'éliminer le biais (sur l'espérance perçue) éventuel des perceptions (pessimistes ou optimistes) des agriculteurs dans l'évaluation de ces technologies.
- Elle permet d'éliminer les effets de l'incertitude (en variabilité perçue) sur le comportement des agriculteurs. Un agriculteur peut évaluer correctement les effets d'une nouvelle technique de production en moyenne sans pour autant l'adopter. Il suffit qu'il estime, compte tenu de l'information dont il dispose, que son estimation de ces effets soit trop incertaine (étant données ses préférences face au risque et/ou ses contraintes financières).

Le rôle de l'Etat est ici fondamental dans la mesure où l'information considérée est un bien public que le secteur privé n'est pas incité à produire.

3.5.4.3. Information, perception des effets de la nouvelle technologie et adoption

Si l'agriculteur a une perception initiale des effets de la nouvelle technologie suffisamment optimiste, il se pose la question de l'acquisition d'informations qui lui permettent de décider d'adopter ou non cette technologie sur des bases plus « solides ». Il peut obtenir cette information de manière passive, *i.e.* par ses voisins, par des organismes de recherches, ... ou de manière active, *i.e.* en expérimentant lui-même la nouvelle technologie. Ces deux principales sources d'information sont, tout au moins dans une certaine mesure, substituables.

Cependant, étant donnée la nature des technologies économes en intrants l'expérimentation peut être considérée comme nécessaire puisque :

- les organismes de recherches, instituts techniques, ... produisent de l'information générique,
- deux exploitations voisines bénéficient de conditions de production proches mais pas nécessairement identiques,
- deux exploitations voisines peuvent avoir des productions et des systèmes de rotation différents,
- deux exploitations voisines peuvent faire face à des contraintes différentes en terme de disponibilité de la main d'œuvre,
- ...

Aussi l'agriculteur doit généralement passer par une phase d'expérimentation qui consiste à :

- adapter les principes d'action des nouvelles technologies au contexte de son exploitation,

et :

- considérer que ces principes d'action peuvent donner des résultats plus ou moins différents de ceux publiés et/ou obtenus par ses voisins.

Bien entendu, le coût de la phase d'expérimentation (durée, pertes liées aux tâtonnements, ...) est d'autant moins important que l'agriculteur reçoit de l'information externe.

Expérimentation pour adoption

Afin de simplifier l'analyse de la question de l'expérimentation à l'aide de l'exemple précédent, il est considéré dans un premier temps que l'agriculteur ne dispose d'aucune autre source d'information que ses propres essais.

Concernant l'expérimentation de la nouvelle technologie deux questions, intimement liées, se posent :

- l'expérimentation doit être mise en place sachant qu'elle engage des coûts qui pourront s'avérer perdus si la technologie est *in fine* abandonnée

et :

- si elle est mise en place, quelle forme doit prendre l'expérimentation ?

Les réponses qui peuvent être apportées à ces questions sont relativement complexes.

Dans les études spécifiques à l'adoption des technologies agricoles, la question de l'expérimentation « optimale » se réduit généralement à celle de la surface consacrée à l'essai de la nouvelle technologie, les agriculteurs révisant leur perception des performances de la nouvelle technologie selon une logique Bayésienne (Tsur, Sternberg et Hochman, 1990 ; Leathers et Smale, 1991 ; Abadi Ghadim et Pannell, 1999 ; Pannell *et al*, 2005).⁷⁶ Dans ce contexte l'agriculteur fait face à l'arbitrage suivant : utiliser une grande surface d'essai (et un plan d'expérience adéquat) pour produire rapidement la quantité d'information nécessaire à sa prise de décision finale ou utiliser une surface plus petite afin de réduire les coûts liés à cette expérimentation. L'intérêt de produire rapidement l'information est de bénéficier le plus tôt possible de la nouvelle technologie si cette dernière s'avère rentable. L'intérêt de réduire les surfaces d'essais est de réduire les coûts d'expérimentation de la nouvelle technologie dans le cas où cette dernière s'avère *in fine* moins rentable que la technologie en place. Cependant, même dans ce cas le problème demeure complexe et probablement formalisé selon des modalités éloignées de celles réellement utilisées par les agriculteurs.

Mais quelle que soit la structure du problème considéré, ces études posent le problème de l'expérimentation comme celui de l'acquisition d'un signal informatif similaire à celui étudié dans le cas du dépistage (voir section 3.3.). Dans ce cas le coût du signal informatif est mesuré par les coûts de l'expérimentation :

- coûts directs : temps de travail, analyses, achats de services de conseils, ...

et :

- coûts d'opportunité liés à l'abandon de l'ancienne technologie sur une part de la surface de l'exploitation.

L'intérêt de l'expérimentation (*i.e.* du signal informatif produit) réside dans le fait que si elle est coûteuse dans un premier temps elle permet de produire de l'information qui permettra de prendre les décisions plus pertinentes dans l'avenir. Aussi le coût subi dans un premier temps doit permettre, soit d'éviter d'adopter la nouvelle technologie si elle s'avère ne pas être rentable, soit de l'adopter sur l'ensemble de l'exploitation si elle s'avère rentable. L'idée est ici que l'information permet à l'agriculteur d'affiner sa perception des performances de la nouvelle technologie et de prendre une décision « finale » plus pertinente.

Les principaux déterminants du choix d'engager ou non une procédure d'expérimentation peuvent être définis à partir d'un modèle simple dérivé de l'exemple précédent. L'agriculteur sait que s'il met en œuvre une procédure d'expérimentation prédéfinie sur une surface s_{exp} (avec $s_{exp} \leq s_i$) pendant t_{exp} années il obtiendra *in fine* une information parfaite sur α_{Bi} . Il ne prendra sa décision qu'à la fin

⁷⁶ De fait, la question de la forme de l'expérimentation « optimale » est complexe puisqu'elle repose en principe sur des notions statistiques difficiles à manipuler lorsque le problème concerné est lui-même complexe (voir, *e.g.* l'article séminal de Grossman, Kihlstrom et Mirman, 1977 ou plus récemment Wiedland, 2000).

La forme de l'expérimentation « optimale » repose sur deux éléments cruciaux :

- la règle de révision que les agents considérés utilisent pour réviser leurs perceptions des agents lorsqu'ils reçoivent les signaux informatifs

et :

- les déterminants de la forme du processus de décision (fonction objectif de l'agent, variables de commande disponible et structure des mécanismes de production de l'information).

de la procédure d'expérimentation.⁷⁷ Cette expérimentation lui coûte c_{exp} par unité de surface expérimentale en matière d'intrants spécifiques. Il sait également qu'il obtient une marge brute à l'hectare égale à :

$$(32) \quad \pi_{\text{exp}}(p, w, c_B, c_{\text{exp}}; \bar{\alpha}_{Bi}) = \pi(p, w; \bar{\alpha}_{Bi}) - c_B - c_{\text{exp}} - \delta(p, w; \bar{\alpha}_{Bi})$$

si la véritable valeur du paramètre de la technologie B est $\bar{\alpha}_{Bi}$. Le terme $\delta(p, w; \bar{\alpha}_{Bi}) < 0$ mesure la perte liée à l'utilisation d'un plan d'expérience. Le tâtonnement nécessaire à la production d'information génère nécessairement des pertes par rapport à l'utilisation optimale de la technologie B (qui génère par définition une marge brute à l'hectare hors coûts spécifiques égale à $\pi(p, w; \bar{\alpha}_{Bi})$). Afin de simplifier l'analyse, il est supposé que l'agriculteur considéré est neutre face au risque et que les prix et les coûts d'investissement et opérationnels de la technologie B sont constants. Leathers et Smale (1991) ont utilisé un modèle similaire pour leur analyse des procédures d'adoption des technologies de production agricole.

Dans ce contexte, compte-tenu de sa perception de α_{Bi} , l'agriculteur estime en $t=0$ que la probabilité que la technologie B soit jugée rentable à la fin de l'expérimentation est donnée par :

$$(33) \quad P_{Bi0} \equiv P_{\bar{\alpha}_{Bi0}} \left[\sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] - c_B - \pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \geq 0 \right].$$

Il s'agit de la probabilité (telle qu'elle est estimée par l'agriculteur) que le bénéfice net espéré actualisé de l'utilisation de la technologie A par rapport à l'utilisation de la technologie B soit positif, *i.e.* la probabilité que l'information qu'il obtiendra lui indiquera qu'il lui sera profitable d'adopter la nouvelle technologie sur son exploitation.

Dès lors, il estime que son revenu espéré actualisé est donné par :

$$(34) \quad -C_B(h_i) + s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] - E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\delta(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] c_B - c_{\text{exp}}}{(1+a_i)^t} \\ + (s_i - s_{\text{exp}}) \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \\ + s_i \left[P_{Bi0} \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} + (1 - P_{Bi0}) \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \right]$$

s'il décide d'engager la procédure d'expérimentation. Dès lors l'agriculteur décide d'engager la procédure d'expérimentation si le terme (34) est supérieur à :

$$(35) \quad \Pi_{Ai}(p, w; 0) = s_i \sum_{t=0}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t},$$

c'est-à-dire s'il estime que la somme de son revenu net espéré durant la période d'expérimentation :

$$(36a) \quad s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} + (s_i - s_{\text{exp}}) \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t}$$

et de son revenu net espéré par la suite :

$$(36b) \quad P_{Bi0} s_i \left(\sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{E_{\bar{\alpha}_{Bi0}} [\pi(p_t, w_t; \tilde{\alpha}_{Bi0})] - c_B}{(1+a_i)^t} - \sum_{t=t_{\text{exp}}+1}^{T_i} \frac{\pi(p_t, w_t; \alpha_{Ai})}{(1+a_i)^t} \right)$$

excède la somme de l'investissement nécessaire à l'adoption de la technologie B :

$$(36c) \quad C_B(h_i)$$

et du coût (espéré) de l'expérimentation :

⁷⁷ Ces hypothèses sont relativement restrictives. D'une part, l'information reçue sur un paramètre telle que celui considéré ici ne peut être parfaite. D'autre part, en réalité l'information de l'agriculteur s'accroît à la fin de chaque campagne. Aussi, la question de continuer ou non l'expérimentation se pose chaque année.

$$(36d) \quad s_{\text{exp}} \sum_{t=1}^{t_{\text{exp}}} \frac{E_{\tilde{a}_{Bt0}} [\delta(p, w; \tilde{a}_{Bt0})] + c_{\text{exp}}}{(1 + a_t)^t}$$

Quel que soit le problème considéré, la perception initiale par l'agriculteur des performances de la nouvelle technologie est cruciale. Elle détermine l'évaluation initiale des performances de la technologie. Ce dernier n'engagera la procédure de test de cette technologie que s'il est suffisamment optimiste quant à ces performances.

Il est également intéressant de remarquer que lorsque la surface nécessaire à l'expérimentation est très importante la prise de risque de l'agriculteur est également importante. Ce cas se présente par exemple lors de la conversion à l'agriculture biologique ou lors de la mise en place d'une nouvelle culture pérenne.

En particulier, lorsque $s_{\text{exp}} = s_t$, lors de la phase de test l'agriculteur ne peut compter sur le revenu certain procuré par l'exploitation avec la technologie A de la surface non dédiée à l'expérimentation. Dans ce cas, l'aversion face au risque éventuelle de l'agriculteur joue nettement en défaveur de l'expérimentation et, par conséquent, de l'adoption de la technologie B. Ceci est vraisemblablement une des raisons qui expliquent le fait que les exploitations les plus grandes sont celles où les changements de technologies de production sont les plus fréquents et les plus rapides. Les autres explications potentielles de ce constat tiennent à la disponibilité en main d'œuvre et à la rentabilité relative (notamment liée à l'exploitation de rendements d'échelle locaux) des grandes exploitations (voire section 3.4.).

Information apportée par l'expérimentation ou l'adoption des agriculteurs voisins et coordination

Puisque l'expérimentation de la nouvelle technologie peut s'avérer coûteuse et risquée, l'agriculteur peut chercher à se procurer de l'information *via* d'autres sources. Lorsqu'il expérimente ou adopte une nouvelle technologie, un agriculteur produit de l'information pour lui-même mais aussi pour les agriculteurs dont les exploitations sont comparables, notamment ses voisins. Cette information peut parvenir aux autres agriculteurs de manière informelle (observations, échanges verbaux) ou dans des cadres formels (essais organisés par diverses institutions, publications techniques ou scientifiques, ...).

Ces échanges d'information (*learning by others*) constituent une des sources les plus fréquemment citées de la diffusion des technologies de production agricole (Sunding et Zilberman, 2001). De fait, ils sont à l'origine d'opportunités de coordination pour l'expérimentation et l'adoption de nouvelles technologies. De fait, cette opportunité est exploitée par des structures telles que les Groupes de Développement Agricole, les Chambres d'Agriculture, les Instituts techniques, ...).

Cependant, en l'absence de coordination, cette propriété de l'information produite par l'expérimentation et l'adoption des nouvelles technologies peut être à l'origine de comportements stratégiques de la part des agriculteurs. Certains agriculteurs peuvent adopter un comportement similaire à celui d'un passager clandestin : ils attendent que leurs voisins adoptent ou expérimentent les nouvelles technologies de production. Ceci leur permet de réduire leurs propres coûts d'apprentissage. Le problème est ici que si tous les agriculteurs réagissent de cette manière (ce qui est somme toute rationnel) l'adoption de ces nouvelles pratiques peut être très lente.

Du point de vue de la théorie économique, ce phénomène tient à ce que l'information produite par l'adoption ou l'expérimentation d'un agriculteur possède des caractéristiques de bien public dans le sens où elle peut bénéficier simultanément à plusieurs agriculteurs sans que son producteur n'en pâtisse. Or un des phénomènes économiques essentiels liés aux biens publics est que ces biens sont produits en quantités généralement insuffisantes si leur production n'est pas coordonnée par une instance agissant dans l'intérêt de l'ensemble des agents concernés.

Les effets néfastes de cette absence de coordination sont difficiles à mettre en évidence et à quantifier d'un point de vue empirique (Manski, 1993a et 1993b). Ces difficultés proviennent de problèmes d'identification dus à ce que ces effets du partage de l'information se confondent avec des effets d'imitation (Banerjee, 1994 ; Baerenklau, 2005) et les effets d'éléments communs à des exploitations voisines. Néanmoins, certaines études empiriques montrent que l'absence de coordination dans l'apprentissage des effets des nouvelles technologies de production tend à ralentir significativement l'adoption de ces technologies. Foster et Rosenweig (1995) obtiennent ce type de résultats pour l'adoption de variétés productives de riz en Inde, Besley et Case (1993, 1994) pour l'adoption de variétés productives de coton également en Inde et Conley et Udry (2001, 2003) pour l'adoption de nouvelles pratiques de fertilisations par des producteurs d'ananas ghanéens. D'un point de vue qualitatif, Baerenklau (2005) obtient les mêmes résultats dans le cas de l'adoption de pratiques de nutrition animale dans le Wisconsin.⁷⁸

Dans les pays comme la France, *i.e.* où le conseil agricole est relativement développé, il a *a priori* difficile d'évaluer l'importance des bénéfices liés au renforcement des structures de coordination de l'expérimentation et de l'adoption des agriculteurs.

Information, adoption des nouvelles technologies et intervention publique

Compte-tenu des analyses précédentes, il apparaît que les pouvoirs publics peuvent agir (dans l'intérêt public) pour stimuler l'adoption de nouvelles technologies telles que les pratiques économes en pesticides en intervenant sur les processus de production et de diffusion de l'information auprès des agriculteurs. En effet, il est possible qu'une innovation qui s'avèrerait rentable pour les agriculteurs dès lors qu'ils la maîtriseraient ne soit adoptée que très lentement (voire très peu). L'Etat peut alors intervenir pour :

- améliorer la perception des performances des innovations technologiques par les agriculteurs (élimination des biais des perceptions, réduction de l'incertitude),
- stimuler la mise en place des procédures de test ou d'expérimentation des innovations technologiques,
- coordonner la production et l'échange d'informations entre agriculteurs afin de stimuler leur apprentissage des innovations technologiques.

Dans ce contexte, l'Etat peut utiliser des subventions pour l'adoption (et non pour l'utilisation) des innovations ou agir directement sur l'information (Baerenklau, 2005 ; Jaffee, Newell et Stavins, 2002 et 2003 ; Stoneman et David, 1985 ; Shampine, 1998). Il convient cependant de remarquer que les mesures présentées ici visent surtout à accélérer le processus d'adoption des innovations, ce qui suppose que ces innovations seraient adoptées sans problème par les agriculteurs s'ils les maîtrisaient parfaitement. A ce propos Shampine (1998) remarque d'ailleurs que les innovations qui procurent des bénéfices évidents aux agriculteurs sont généralement adoptées rapidement par les agriculteurs sans intervention de l'Etat comme cela a été le cas lors de la Révolution Verte en Inde (voir les études de Foster et Rosenweig (1995) et de Besley et Case (1993, 1995)). Dans la même logique, Pannell *et al* (2005) soulignent que les fonds publics sont mieux utilisés lorsqu'ils financent la recherche agronomique que lorsqu'ils servent à subventionner l'utilisation ou à stimuler l'adoption d'une technologie qui intéresse peu les agriculteurs.

Comme cela a été vu précédemment, la diffusion des résultats des essais agronomiques des nouvelles technologies est essentiel pour stimuler les processus d'adoption des innovations en production agricole, notamment quand il s'agit de changements de pratiques radicaux. Cette diffusion d'information modifie la manière dont les agriculteurs perçoivent les performances des innovations, ce qui conditionne toutes leurs décisions ultérieures, à commencer par celle qui consiste à se renseigner à propos de ces innovations. Cette diffusion peut utiliser des supports écrits (revues

⁷⁸ Shampine (1998) propose un modèle simple pour l'évaluation de ces effets.

techniques, magazines, revues scientifiques, ...) ou s'appuyer sur des opérations de démonstration sur champ.

Verser des subventions pour l'adoption d'innovations présente deux intérêts essentiels. Le premier est de stimuler l'expérimentation et l'adoption des agriculteurs qui joueront le rôle de précurseurs dans le processus de diffusion de ces innovations. L'idée est ici d'aider les producteurs dans leur phase d'apprentissage, ce qui favorise l'adoption de l'innovation des agriculteurs aidés et l'adoption de leurs voisins, de manière à amorcer le processus de diffusion. Ces subventions peuvent être interprétées comme le financement d'un bien public. Ces subventions peuvent être utilisées dans des logiques similaires à celles des aides transitoires à la conversion à l'agriculture biologique, ... Lorsque les agriculteurs sont averses face au risque ou font face à des contraintes particulières, ces subventions permettent de compenser en partie la prise de risque financière associée à l'adoption de la nouvelle technologie.

Il est important de noter que ces subventions ne doivent être que transitoires. Elles doivent servir à favoriser l'adoption et non à favoriser l'utilisation. Lorsque l'innovation apporte un bénéfice aux agriculteurs, ces derniers refusent ou retardent son adoption si son apprentissage est coûteux en matière d'expérimentation ou de risque. Dans ce cas, accorder des subventions relativement importantes aux adoptants précurseurs sur une courte période (celle correspondant à la durée de la phase d'apprentissage) s'avère plus efficace que d'accorder des subventions limitées sur longue période (Baerenklau, 2005). En outre, pour les innovations qui se diffusent facilement, ces subventions sont surtout utiles au début du processus de diffusion de l'innovation.

L'aide au financement du fonctionnement de structures tels que les GDA produit des effets similaires à ceux des subventions présentées ci-dessus. Plus ciblée sur la question de la coordination des comportements des agriculteurs, ces aides peuvent également être utilisées pour la gestion collective des populations d'espèces invasives, des phénomènes de résistance des déprédateurs susceptibles de se déplacer entre les exploitations, ... (Clark et Carlson, 1990 ; Wilson et Tisdell, 2001).

3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation

Comme cela a été vu précédemment, le rôle de l'information et du capital humain des exploitants est essentiel dans le processus de diffusion des nouvelles technologies de production agricole. Cependant, ce rôle est d'autant plus prépondérant dans le cas des pratiques économes en intrants chimiques puisque ces pratiques :

- sont conceptuellement éloignées des pratiques conventionnelles,
- ne correspondent pas à l'application de simples routines,
- requièrent de bonnes connaissances agronomiques

et :

- requièrent une analyse soutenue du développement des cultures afin de permettre une adaptation des choix tactiques aux conditions climatiques et sanitaires en cours.

De manière générale, les pratiques économes en intrants chimiques sont considérées comme intensives en capital humain (stock de connaissances : formation et expérience) et en information (Khanna et Zilberman, 1997 ; Aldy, Hrubovcak, Vasavada, 1998).

En ce sens, le capital humain et l'information sont des facteurs de production nécessaires à l'adoption et à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques.

3.6.1. Relations entre formation/conseil et capital humain/information/temps de travail

Schématiquement, les agriculteurs utilisent cinq types d'information pour ajuster au mieux leurs décisions de production :

- de l'information sur les technologies de production disponibles, *i.e.* de l'information sur l'éventail des choix stratégiques possibles,
- de l'information sur les intrants,
- de l'information pour ajuster les principes d'action de ces technologies à leur exploitation (choix des cultures, choix des rotations, choix d'utiliser ou non le dépistage, ...), *i.e.* de l'information pour ajuster leurs choix stratégiques,
- de l'information pour ajuster leurs choix tactiques (résultats de dépistage, analyses de sols ou de cultures, ...)

et :

- de l'information sur les choix tactiques eux-mêmes (décider de traiter ou non, ...).

3.6.1.1. La production de l'information

L'information sur les technologies disponibles est produite par les instituts de recherche, les instituts techniques, ... La production et la diffusion de cette information sont essentielles pour que les agriculteurs aient une perception correcte des intérêts relatifs des technologies disponibles : innovations et technologies en place. Ce type d'information ne peut être produit par les agriculteurs eux-mêmes. En revanche les agriculteurs peuvent expérimenter ces technologies pour produire de l'information stratégique.

L'information sur les intrants est essentiellement fournie par les producteurs et distributeurs de ces intrants, même si elle est complétée par des expérimentations spécifiques. Les producteurs et distributeurs ont intérêt à produire et à diffuser l'information sur les produits qu'ils proposent puisque leur revenu dépend des ventes de ces produits. Dans le cas des pesticides, cette information est contrôlée au niveau des procédures d'homologation.

Les trois autres types d'information (information pour l'ajustement des stratégies de production, information pour l'ajustement des choix tactiques, choix tactiques eux-mêmes) peuvent être produits par les agriculteurs eux-mêmes.

Pour produire de l'information stratégique, les agriculteurs combinent quatre types d'intrants :

- les informations sur les technologies,
- des intrants achetés (intrants nécessaires aux expérimentations, ...)
- leur capital humain (connaissances agronomiques, expérience, ...)

et :

- du temps de travail (temps consacré aux expérimentations, temps d'analyse des informations obtenues).

Dans ce cas, le coût de l'information produite est la somme des coûts de ces intrants et, en cas d'expérimentation, du revenu (net) perdu sur les surfaces expérimentales.

Pour produire de l'information tactique ils peuvent utiliser des intrants plus variés. Dans le cas du dépistage, ils utilisent :

- des intrants achetés (du matériel de piégeage, des analyses de laboratoire, ...),
- leur capital humain (connaissances biologiques et agronomiques, techniques d'échantillonnage, ...)

et :

- du temps de travail (temps du dépistage).

Enfin, ils décident eux-mêmes de leur choix tactique en utilisant :

- l'information disponible pour les choix tactiques,
- leur capital humain (connaissances biologiques et agronomiques, connaissances des intrants chimiques, connaissance des seuils d'intervention, ...)

et :

- du temps de travail (temps de réflexion).

Dans tous les cas, les intrants utilisés pour la production de l'information sont complémentaires et nécessaires (dans le sens où tous doivent être utilisés pour la production de l'information). Bien entendu, la qualité de l'information produite dépend des quantités d'intrants utilisés (Wolf, Just et Zilberman, 2001).

3.6.1.2. Formation, conseil et production d'information

La formation a pour but d'accroître le capital humain de l'exploitant. En ce sens, elle complète son expérience et ses efforts d'acquisition d'information (achats de revues, consultation de résultats d'essais, ...). Elle permet donc d'accroître la qualité de l'information produite par l'agriculteur.

Le conseil peut revêtir des formes très diverses mais vise dans tous les cas à fournir de l'information aux agriculteurs. En ce sens, le conseil que se procurent les agriculteurs est un substitut d'une information qu'ils auraient éventuellement pu produire eux-mêmes. En fait, les agriculteurs utilisent du conseil lorsque :

- ce conseil est gratuit ou automatiquement fourni avec un intrant acheté, ce qui est le cas de l'information sur les intrants (Wiebers, Metcalf et Zilberman, 2002),
- le coût du conseil est inférieur au coût de production (sur les exploitations) de l'information ,

ou :

- les contraintes des agriculteurs (capital humain limité ou temps de travail disponible limité) sont telles qu'il leur est impossible de produire l'information qu'ils souhaiteraient utiliser.

D'un point de vue économique, les deux dernières situations sont analogues. Un agriculteur qui n'est pas en mesure de produire une information est dans une situation similaire à celle d'un agriculteur dont le coût de production de l'information est très élevé (voire infini). Just *et al.* (2002) ont prouvé que les agriculteurs américains les mieux formés (au coût de production de l'information faible) ont moins recours à des services de conseil que les autres.

Dans tous les cas, il est important de souligner l'importance de la crédibilité du conseil reçu. De manière générale la construction de cette crédibilité repose sur la connaissance de la qualité du

conseil reçu. Un agriculteur fera d'autant plus confiance à un conseiller que ce dernier connaît l'exploitation de l'agriculteur, fournit un service adapté et s'est déjà construit une bonne réputation sur la qualité de son conseil.

Pannell *et al.* (2005) montrent que des facteurs sociologiques (lieu d'habitation du conseiller, ...) interviennent également quant à la crédibilité de l'information fournie par un conseiller.

3.6.2. Formation, conseil et contexte économique

3.6.2.1. Les déterminants de la demande de conseil et de formation

Dans le cas où le contexte économique est tel que les agriculteurs souhaitent pouvoir adopter puis utiliser des pratiques économes en intrants chimiques, ces agriculteurs peuvent également être demandeurs en matière de conseil et de formation. Etant données les caractéristiques des technologies qu'ils souhaitent utiliser, les agriculteurs savent en effet qu'il leur faudra utiliser de l'information liée aux choix tactiques et stratégiques associés à ces nouvelles technologies.

De fait, les décisions d'expérimentation et d'adoption des innovations et les décisions en matière de formation et d'achat de conseil sont des décisions simultanées. Les coûts de formation et de conseil font partie intégrante de l'évaluation de l'intérêt des innovations technologiques par les agriculteurs. Aussi les pratiques économes en intrants chimiques ne peuvent se diffuser largement que si les agriculteurs ciblés :

- sont bien formés,
- ont des coûts de production des informations stratégiques et tactiques faibles

et/ou :

- disposent de services de formation ou de conseil peu onéreux.

Le Danemark était par exemple déjà doté d'un service public d'expertise en protection des cultures performant avant de mettre en place une politique ambitieuse de réduction de l'utilisation des pesticides (Brouwer, Terluin et Godeschalk, 1994). L'Australie a récemment profondément réformé l'organisation de son système de formation/conseil (*extension*) dans la même logique (Marsh et Pannell, 2000). Des questions similaires se posent aux Etats-Unis (Hanson et Just, 2001), notamment pour ce qui concerne le conseil pour l'agriculture biologique (Lohr et Park, 2003).⁷⁹

Dans une certaine mesure, la formation des agriculteurs et le conseil agricole sont des substituts : un agriculteur bien formé a moins de besoin de conseil. Ceci dit, la formation est un élément essentiel de toute politique visant à la réduction de l'utilisation des intrants chimiques. Il est nécessaire de former les conseillers agricoles et/ou les agriculteurs (voire les chercheurs).

3.6.2.2. Utilisation de pratiques économes en pesticides, conseil et organisation du travail

La question de l'utilisation des pratiques économes en pesticides est très liée à celle du travail, du capital humain et du conseil. Pour être correctement utilisées, ces pratiques requièrent en particulier des connaissances relativement importantes et du temps de travail, *i.e.* du temps de travail qualifié.

Ce travail qualifié peut être fourni par l'agriculteur lui-même auquel cas se pose la question des revenus d'opportunité. Pour devenir agriculteur, un jeune sait qu'il devra s'investir dans une formation de bon niveau. Il ne le fera que s'il a effectivement le goût du métier, mais également si le revenu qu'il estime pouvoir dégager de son activité agricole est comparable (ou supérieur) au revenu (maximum) qu'il pourrait obtenir en travaillant dans un autre secteur (revenu d'opportunité).

⁷⁹ Snapp, Blackie et Donovan (2003) analysent cette question pour le cas de l'agriculture africaine.

Le revenu agricole que ce jeune pourra obtenir dépend des rapports des prix des produits agricoles sur le prix des facteurs de production, de la technologie qu'il utilisera et de la taille de l'exploitation sur laquelle il pourra travailler (et éventuellement des aides qu'il percevra). Cette question se pose en terme de structure du secteur agricole et de productivité (en valeur) du travail agricole, productivité qui dépend du contexte de prix mais également des pratiques utilisées. Si les pratiques les plus rentables d'un point de vue économique ne permettent pas de dégager un revenu suffisant sur les exploitations disponibles, il sera difficile d'attirer des jeunes vers le métier d'agriculteur.

Le conseil permet de passer outre certains des problèmes évoqués ci-dessus. En effet, un conseiller offre une main d'œuvre qualifiée qui permet aux agriculteurs de ne pas avoir à se former sur certaines questions, le capital humain du conseiller remplaçant celui des agriculteurs. Il en est de même pour le temps de travail. Par exemple, un éleveur peut avoir une forte contrainte de temps, *i.e.* avoir peu de temps à consacrer à ses cultures (à se former ou à surveiller ses parcelles). Dans ce cas, il peut désirer s'adresser à un service spécialisé dans ce domaine qui le décharge de certaines tâches.

Cependant, l'agriculteur doit accepter de déléguer certaines décisions. Cette délégation existe par exemple à un niveau de décision important pour les éleveurs qui passent des contrats avec des entrepreneurs pour leurs productions végétales.

Dans ce cas, l'avantage des conseillers est de répartir leurs coûts fixes (notamment en terme de formation) plus facilement que les agriculteurs. Il convient cependant de noter que les agriculteurs ont généralement besoin des mêmes services sur les mêmes périodes. Ceci limite le marché potentiel des conseillers et entrepreneurs, notamment pour les plus spécialisés d'entre eux.

3.6.2.3. Nouvelles demandes en matière de conseil et de formation : le rôle potentiel du secteur privé

Si des mesures d'incitation économique étaient mises en place pour la réduction de l'utilisation des pesticides, la demande de conseil et de formation pour l'adoption et l'utilisation de pratiques économes dans ces intrants serait stimulée dans le sens où les agriculteurs pourraient consentir à payer ces services, tout au moins en partie.⁸⁰

L'étude du cas du dépistage a montré que si le prix des pesticides est suffisamment élevé, certains agriculteurs trouveraient intéressant de se procurer les services de dépisteurs professionnels. Selon la logique des institutions induites de Hayami et Ruttan (1985, 1998), ceci suggère la possibilité de la mise en place d'un marché du dépistage. Un tel marché fonctionne déjà depuis longtemps aux Etats-Unis, ce qui montre que si la demande des agriculteurs est suffisante des services de dépistage peuvent voir le jour sans aides particulières. Cet exemple prouve par ailleurs qu'il n'existe pas d'obstacle structurel à la mise en place de ce service par une entreprise privée. La formation agricole est, dans une certaine mesure, dans ce cas. Cette condition n'est pas toujours satisfaite.

Dans une logique d'économie des fonds publics, l'Etat ne doit pas agir sur un marché qui fonctionne correctement sans son intervention (comme ce peut être le cas du marché du dépistage).

Or, il existe des biens pour lesquels une demande existe sans qu'ils soient pour autant produits. Ils ne peuvent faire l'objet d'un marché. Dans ce cas, le secteur public doit fournir ce bien, si toutefois il est possible de les produire à des coûts qui justifient cette production (*i.e.* les bénéfices engendrés par la consommation de ce bien doivent excéder leurs coûts de production). Dans une certaine mesure, les conseils pour utilisation de pratiques respectueuses de l'environnement entrent dans ce cadre. Les fournir à des prix raisonnables (voire gratuitement dans certains cas) aux agriculteurs permet à ces derniers d'adopter des pratiques génératrices d'un bien difficilement valorisable sur le marché : la qualité de l'environnement.

⁸⁰ Plusieurs pays se sont déjà engagés sur la voie de la privatisation des services de conseil agricole dont le Royaume-Uni (Dancey, 1993) et les Etats-Unis (Hanson et Just, 2001).

Hanson et Just (2001) recensent les défaillances du marché pouvant justifier l'intervention du service public pour stimuler ou gérer la production du conseil et de la formation agricole.⁸¹ Certaines de ces défaillances sont liées à la nature même du conseil agricole :

- *Informations à caractère public.* Certaines formes de conseil fournissent des informations qui ont des caractéristiques de bien public. Par exemple, la recherche agronomique produit des technologies de production qui ne peuvent faire l'objet de brevets puisqu'elles ne sont que des ensembles de principes d'action. Aucune entreprise privée n'a intérêt à s'investir dans ce domaine dans la mesure où elle serait dans l'incapacité de vendre son produit. Dans la même logique, les informations fournies sur les niveaux des populations de déprédateurs ou leurs prévisions dans une petite région agricole sont des informations qui ont des caractéristiques de biens publics. Elles sont utiles aux agriculteurs de cette région puisque ces derniers pourraient consentir à les payer, ne serait-ce que pour ajuster leurs calendriers de dépistage et cibler précisément certains déprédateurs. Une entreprise privée pourrait produire cette information mais ne pourrait en tirer un bénéfice. En effet, les agriculteurs pourraient se coordonner pour que l'un d'entre eux achète ces informations et les partage avec les autres. Ceci justifie pleinement le fonctionnement de structures telles que les SRPV.
- *Asymétrie d'information sur la qualité des informations.* Lorsque la qualité de l'information fournie est connue de son producteur mais non de son acheteur, il est possible que le bien ne puisse être vendu. En effet, l'acheteur craint alors que le vendeur profite de son avantage en vendant une information de mauvaise qualité. Ce problème classique est connu sous le nom de marché des *lemons*⁸² (Salanié, 1999). Ce problème concerne ici essentiellement les jeunes conseillers, voire les nouvelles entreprises de conseil.
- *Informations invérifiables.* Ce problème est très lié au précédent. En effet, un acheteur ne se procurera pas un bien s'il n'en connaît pas la qualité et s'il sait qu'il lui sera impossible de la vérifier (dans un délai ou à des coûts raisonnables).

Dans le cas où l'information fournie par un conseiller est de qualité vérifiable (*i.e.* dans le cas d'un dépisteur), si l'agriculteur et le conseiller envisagent d'entretenir une relation de long terme, le conseiller aura intérêt à fournir de l'information de bonne qualité afin de bâtir sa réputation. Sachant cela, l'agriculteur client aura confiance dans la qualité de l'information qu'il achète. Dans ce contexte aider le conseiller (directement ou en subventionnant le service auprès des agriculteurs) dans la phase de construction de sa réputation peut être utile.

Dans le cas où la qualité de l'information fournie ne peut être vérifiée que dans un avenir trop lointain, elle doit être fournie par une institution qui a solidement établi sa réputation, réputation difficile à acquérir pour une entreprise privée.

Afin de répondre à ces défaillances du marché du conseil, les pouvoirs publics ont diverses alternatives allant de la mise place de structures publiques offrant des services gratuits jusqu'au financement d'entreprises privées offrant des services de conseil payants, en passant par la mise place de services publics offrant des services payants ou le financement public d'entreprises privées offrant des services de conseil gratuits. Le choix de la forme la plus efficace est un exercice difficile qui dépasse largement le cadre de ce rapport.⁸³

Les autres défaillances du marché du conseil agricole citées par Hanson et Just (2001) sont liées à la structure de la demande et de l'offre du conseil agricole. Elles sont spécifiques aux pays étudiés car elles dépendent de la répartition géographique des exploitations et de la structure des services privés et publics de conseil en terme de concurrence (monopoles locaux, discrimination ...) et d'organisation interne (économies d'échelle et de gamme).

⁸¹ Voir également Bennett (1996).

⁸² Voitures d'occasions.

⁸³ Sur le plan général cette question est abordée par Laffont et Tirole (1993) et par Hanson et Just (2001) pour le cas des services de conseil agricole.

3.7. Le rôle de l'agro-fourniture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires

Dans les discussions que nous avons pu avoir au sujet des pesticides, le rôle de l'agro-fourniture sur la demande des pesticides par les agriculteurs est souvent avancé comme une cause importante de l'importante consommation de pesticides, si ce n'est du « verrouillage » technologique de la protection phytosanitaire vis-à-vis des pesticides.

Cette question a récemment été abordée par les économistes à travers l'analyse de relation entre la vente de pesticides et le conseil phytosanitaire (voir également le chapitre 1.).

Par exemple, Wiebers, Metcalf et Zilberman (2002) à partir d'une étude sur un échantillon de producteurs de tomates californiens montrent l'influence des vendeurs de pesticides sur les pratiques de protection phytosanitaire des agriculteurs. Ils montrent que les vendeurs tendent à donner des prescriptions en faveur de l'utilisation des pesticides, et ce d'autant plus que les agriculteurs conseillés sont peu formés.

Lichtenberg et Velderman Berling (2005) obtiennent des résultats similaires sur un échantillon de producteur de grandes cultures dans le Maryland.

Ces résultats vont bien évidemment dans le sens de politiques visant à éliminer la liaison existant entre le conseil phytosanitaire et la vente des pesticides, politique depuis longtemps proposée par van den Bosch (Hall and Moffitt, 2002). Cependant, techniquement la question est difficile. Il est en effet difficile de contrôler que le vendeur de pesticides se contente juste de donner de l'information sur ses produits et non sur l'état sanitaire des parcelles.

Il est cependant certain que le prix des pesticides joue un rôle important sur la relation agriculteur/vendeur. Un agriculteur cherchant à diminuer sa consommation de pesticides onéreux se tournera plus volontiers vers un conseiller dont le revenu ne dépend pas (directement ou non) de la vente de ces produits. Certes une baisse de la consommation de pesticides serait préjudiciable à l'agro-fourniture, notamment en terme d'emplois. Mais il convient également de remarquer que cette baisse de la demande de pesticides s'accompagnerait d'un accroissement de la demande de conseil phytosanitaire, donc d'opportunités en terme d'emplois.

D'autres mécanismes sont parfois évoqués pour illustrer les freins imposés par l'agro-fourniture sur la diffusion des pratiques économes en intrants chimiques. Par exemple, il est évident que les distributeurs de semences ont peu intérêt à distribuer des semences résistantes à certains déprédateurs s'ils distribuent également les pesticides permettant de lutter contre ce déprédateur.

Des comportements reposant sur la même logique ont reçu récemment beaucoup d'attention de la part des économistes. Il s'agit des semences génétiquement modifiés pour être résistantes à certains herbicides. Ces études portent cependant surtout sur l'offre de ces produits au niveau des industries phytosanitaires et des production de semences. De notre point de vue, l'absence d'études plus spécifiques sur cette question révèle une lacune de la littérature scientifique actuelle, tout au moins de celle que nous avons consultée.

Le même constat s'impose quant au rôle de l'industrie agro-alimentaire et de la (grande) distribution alimentaire (notamment pour les produits frais) sur l'utilisation des pesticides par les agriculteurs.

Il semble qu'en Europe tant l'industrie agro-alimentaire que la (grande) distribution alimentaire jouent un rôle en faveur d'une utilisation moindre de pesticides par les agriculteurs. Cependant, une seule étude a été trouvée à ce sujet (Levidow et Bijman, 2002). Elle met surtout en évidence le rôle de la grande distribution sur des marchés de niche tels que ceux des produits issus de l'agriculture biologique, voire de l'agriculture raisonnée.

En travaillant spécifiquement sur le stockage des produits agricoles, Lichtenberg et Zilberman (2002) montrent cependant que la moindre utilisation de pesticides, et notamment de fongicides de conservation, va à l'encontre des tendances lourdes des exigences de l'aval de l'agriculture en matière de priorité aux produits « zéro défaut », à la longue conservation et à un approvisionnement régulier.

3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique

3.8.1. Les pratiques de référence : protection ou production intégrée

Puisque les agriculteurs comparent les bénéfices qu'ils peuvent retirer de l'utilisation des pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides, les caractéristiques des pratiques de référence (conventionnelles) sont essentielles pour comprendre les choix des agriculteurs.

L'analyse de l'utilisation des techniques de dépistage a par exemple montré que ces dernières sont d'autant plus intéressantes que les opportunités offertes en matière d'économies de pesticides ou d'opportunités d'utiliser à bon escient ces produits sont importantes. De même, lorsque les agriculteurs utilisent habituellement une stratégie de protection préventive, voire systématique, leurs rendements et revenus dépendent peu des aléas phytosanitaires. Aussi, changer de stratégie de lutte contre les ennemis des cultures peut impliquer une prise de risque (même lorsque la nouvelle stratégie est maîtrisée) que certains agriculteurs peuvent légitimement vouloir éviter.

Les pratiques de référence sont également importantes pour comprendre les différences pouvant exister entre différents pays en ce qui concerne l'utilisation des techniques de la lutte ou de la production intégrée. Les Etats-Unis ont choisi de plus ou moins « séparer » les différentes questions liées aux pratiques visant à réduire les pollutions d'origine agricole. S'ils ont considéré en priorité le problème de l'érosion des sols, leurs nouvelles priorités semblent maintenant être l'utilisation des techniques de la lutte intégrée, et à un degré moindre l'utilisation raisonnée des fertilisants et de l'eau d'irrigation. En Europe, considérer séparément les différents éléments de la production agricole que sont la fertilisation, la protection phytosanitaire, les variétés utilisées, les dates de semis ou l'irrigation, semble difficile, notamment dans le cas des productions de grandes cultures. En effet, les pratiques conventionnelles européennes s'appuient justement sur les complémentarités existant entre ces éléments. Ceci explique probablement pourquoi les principales recherches européennes dans ce domaine concernent plus la production intégrée que la seule protection intégrée. En effet, diminuer l'utilisation des pesticides sans diminuer au préalable le risque phytosanitaire semble difficile. A risque phytosanitaire donné, les pesticides ont peu de substituts. Les pratiques conventionnelles américaines en matière de production de grandes cultures sont moins intensives. Elles exploitent donc moins ces complémentarités, ce qui permet de considérer la protection phytosanitaire de manière isolée, tout au moins plus facilement.

Le cas des cultures spéciales semble moins « tranché » de ce point de vue. Certaines d'entre elles sont pérennes ce qui limite les possibilités d'ajustements culturaux. Il semble néanmoins que dans le cas de certaines de ces cultures, les opportunités offertes par la seule protection intégrée soit relativement prometteuses. Dans tous les cas, les recherches menées pour la réduction de l'utilisation des pesticides dans ce secteur (et les producteurs de ce secteur) semblent beaucoup miser sur la protection intégrée, tant en Europe qu'aux Etats-Unis.

3.8.2. Contexte économique et utilisation des techniques de protection/production intégrée

De manière générale, les techniques de la lutte intégrée ou de la production intégrée sont peu utilisées en France et en Europe.

Les recherches menées dans ce domaine montrent que même, si ces techniques permettent toujours de diminuer le coût des intrants chimiques, des pesticides en particulier, ces techniques ne permettent généralement pas d'améliorer les rendements. Souvent ces techniques tendent à diminuer les rendements ce qui fait que les marges brutes obtenues en production conventionnelle et en production (protection) sont souvent comparables, tout au moins dans le contexte économique actuel. Par ailleurs, la production (protection) intégrée génère des coûts spécifiques liés à un accroissement du travail de l'exploitant (pilotage, formation, ...) ou à des dépenses spécifiques (analyses, formation, ...). Parfois

même, ces pratiques accroissent certains coûts implicites, notamment lorsqu'elles impliquent une variation accrue des rendements et donc du revenu.

Aussi, d'un point de vue économique, la rentabilité des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles est loin d'être démontrée, notamment pour ce qui concerne les pratiques de protection phytosanitaire. Ceci peut être lié à un défaut de maîtrise de ces pratiques par les agriculteurs. Même les agronomes avec qui nous avons pu discuter insistent sur le fait que les pratiques à bas niveaux d'intrants sont encore en phase de développement, et doivent encore être « optimisées ». Ceci peut être également lié au fait que beaucoup d'agriculteurs n'ont pas (encore) les connaissances nécessaires à la maîtrise de ces pratiques. L'accès limité à un conseil adapté est également un frein à l'utilisation de ces pratiques. Les études américaines confirment ces arguments.

Elles montrent que les techniques de la protection intégrée sont d'autant plus utilisées que l'Etat considéré a fait des efforts en matière de recherche. Ces mêmes études montrent également que les agriculteurs les mieux formés et les plus insérés dans les réseaux de conseil utilisent plus les techniques de la lutte intégrée que les autres. Ces arguments sont de poids en ce qui concerne l'évolution demandée aux agriculteurs européens. Le changement technologique que constitue l'abandon de la production conventionnelle européenne pour la production intégrée est un changement radical. Ces arguments justifient à eux seuls la mise en place d'une politique de recherche, de conseil et de formation ambitieuse dans ce domaine. De même, ils plaident en faveur d'une politique de long terme.

Mais les explications relatives à cet état de fait ne sont pas que techniques ou liés à la formation et à l'information des agriculteurs, elles sont également économiques : si les pratiques alternatives ne sont pas plus rentables que les pratiques conventionnelles, alors cela veut dire que les pratiques conventionnelles sont encore les plus rentables. Ce tautologisme peut prêter à sourire mais peut résumer la situation actuelle : le contexte économique actuel ne semble pas encore suffisamment favorable à l'utilisation des pratiques économes en intrants chimiques.

Les chiffres du tableau 3.10. montrent que l'utilisation de production biologique est autant développée que celle de production intégrée, bien que la production biologique soit plus contraignante que la production intégrée. Ceci s'explique par le fait que l'agriculture biologique est subventionnée dans certains pays mais également par le prix de vente plus élevé des produits de l'agriculture biologique par rapport à ceux de l'agriculture intégrée ou conventionnelle. Les recherches sur les pratiques à bas niveaux d'intrants en grandes cultures ont été stimulées par la réforme de PAC de 1992, par anticipation de la baisse du prix de ces produits. La plupart d'entre elles montrent que ces pratiques sont d'autant plus rentables que les prix des produits agricoles sont bas. En raisonnant en termes de rapports de prix, ceci indique également que les pesticides sont encore relativement trop bon marché pour justifier des changements importants en matière de stratégie de protection phytosanitaire. En tout état de cause, il semble que le contexte économique actuel ne « stimule » pas encore suffisamment la demande des agriculteurs européens en matière de pratiques économes en pesticides.

3.8.3. *Intervention publique et incitations économiques*

Bien entendu ces arguments peuvent être utilisés pour justifier des subventions à l'utilisation des techniques de la protection ou de la production intégrée, ces subventions servant à combler le déficit de rentabilité des techniques que l'Etat cherche à faire utiliser. Le recours à cette solution s'avère très coûteuse tout au moins si elle est utilisée à long terme et à grande échelle. Elle est coûteuse car elle suppose que l'utilisation des pratiques subventionnées soient définies *a priori* et contrôlées. Elle est également coûteuse car elle a tendance à « figer » le comportement des agriculteurs. Les agriculteurs doivent suivre le cahier des charges qui est lié au versement de la subvention. Or, aucun cahier des charges ne peut être adapté au contexte de chaque exploitation, tout au moins s'il est suffisamment

simple pour que son respect puisse être contrôlé à des coûts raisonnables. Il est donc souvent préférable de laisser aux agriculteurs le choix des solutions techniques adaptées à leur exploitation.

Le rôle de l'Etat est dans ce contexte d'une part d'aider les agriculteurs *via* la production de pratiques adaptées (recherche), la formation et la fourniture de certaines formes de conseil et d'autre part d'assurer que le contexte économique amène les agriculteurs à utiliser des pratiques respectueuses de l'environnement.

Or un contexte économique qui incite les agriculteurs à utiliser des pratiques économes n'est pas seulement un contexte où l'utilisation de ces pratiques est subventionnée, ce peut également être un contexte où le prix des pesticides est élevé. Une politique de taxation des pesticides aurait plusieurs avantages. Tout d'abord elle est peu coûteuse à mettre en place d'un point de vue administratif (voir la partie 4). Ensuite, elle stimule la demande des agriculteurs pour l'ensemble des techniques permettant de réduire l'utilisation des pesticides. Enfin, elle laisse toute liberté aux agriculteurs de choisir les techniques qui leur conviennent le mieux et qui conviennent le mieux à leur exploitation, ce que ne permet pas une politique de subventions pour l'utilisation des techniques de protection et/ou production intégrées. Bien entendu, cette politique peut s'avérer coûteuse pour les agriculteurs. Mais une politique de soutien direct peut être mise en place pour compenser les effets négatifs des taxes sur le revenu des agriculteurs. En outre, la taxation des pesticides est d'autant moins dommageable au revenu agricole qu'elle est mise en place progressivement et qu'elle est accompagnée d'une politique de recherche, formation et conseil efficace.

Les économistes ne sont pas contre l'utilisation des subventions par principe. Ils considèrent simplement que dans ce cas précis, la mise en place de taxes sur les pesticides permet d'aboutir à court terme aux mêmes résultats qu'une politique de subvention mais pour un coût bien moindre pour la société dans son ensemble. Une simple analyse coût/bénéfice montre qu'un système de taxation est préférable à un système de subventions.⁸⁴

Ceci dit, si les subventions ne semblent pas être des instruments efficace pour stimuler l'utilisation de pratiques économes en intrants chimiques, verser des subventions pour faciliter l'adoption de ces innovations semble tout à fait efficace. En effet, l'adoption de ces innovations nécessite une période d'apprentissage relativement coûteuse. De plus, l'adoption de ces innovations donne lieu à des processus de diffusion par apprentissage mutuel. Ces subventions peuvent stimuler l'expérimentation et l'adoption des agriculteurs qui joueront le rôle de précurseurs dans le processus de diffusion de ces innovations. En outre, lorsque les agriculteurs sont averses face au risque ou font face à des contraintes particulières, ces subventions permettent de compenser en partie la prise de risque financière associée à l'adoption de la nouvelle technologie.

Il est important de noter que ces subventions ne doivent être que transitoires. Elles doivent servir à favoriser l'adoption et non à favoriser l'utilisation. Lorsque l'innovation apporte un bénéfice aux agriculteurs, ces derniers refusent ou retardent son adoption si son apprentissage est coûteux en matière d'expérimentation ou de risque. Dans ce cas, il convient d'accorder des subventions relativement importantes aux adoptants précurseurs sur une courte période (celle correspondant à la durée de la phase d'apprentissage et au début du processus de diffusion de l'innovation).

La politique de taxation et celle de recherche, formation et conseil sont complémentaires. La taxation accroît la rentabilité relative des techniques économes en intrants. Elle diminue l'intérêt économique des pratiques basées exclusivement sur l'utilisation des pesticides et par là-même stimule la demande de techniques alternatives, par exemple en accroissant la valeur économique du dépistage. La politique de recherche vise à produire des innovations et à accroître la rentabilité relative des techniques alternatives à l'utilisation de pesticides. La politique de formation vise à accroître le capital humain nécessaire à la maîtrise des techniques de la protection et de la production intégrées. Celle de conseil vise à fournir directement des informations aux agriculteurs, ce qui évite à ces derniers de les produire eux-mêmes. Aussi, la politique de formation et de conseil tend à diminuer les

⁸⁴ En outre, les politiques de taxation des intrants polluants ont de meilleures propriétés à long terme que les politiques de subvention pour la réduction de l'utilisation de ces intrants (voir la partie 4).

coûts implicites associés à l'utilisation de techniques de protection ou de la production raisonnée : elle facilite la production d'informations au niveau de l'exploitation et/ou fournit directement des informations aux exploitants. Ceci améliore l'efficacité du travail des agriculteurs en matière de conception et de pilotage des pratiques culturales et/ou diminue la quantité de travail à fournir par les agriculteurs.

4. REGULATION DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES

4.1. Remarques introductives	179
4.1.1. Méthodologie.....	179
4.1.2. Instruments et politiques de régulation, quelques définitions	180
4.1.3. Les objectifs de cette partie.....	180
4.2. Le cadre d'analyse retenu.....	185
4.2.1. Les objectifs généraux à atteindre.....	185
4.2.2. Les cibles des instruments de régulation et le niveau de ces cibles	185
4.3. Choix des instruments: coûts de transaction et régulation par les prix <i>versus</i> les quantités....	189
4.3.1. Les instruments considérés et leurs principaux mécanismes incitatifs	190
4.3.2. Les coûts administratifs de la mise en œuvre des instruments.....	192
4.3.3. L'arbitrage entre les coûts administratifs et la précision d'intervention de la régulation.....	195
4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides.....	197
4.4.1. Les principales critiques des taxes et leurs limites.....	197
4.4.2. Les avantages des taxes sur les pesticides.....	200
4.4.3. Un exemple : taxes, subventions, conseil et régulation des pollutions par les pesticides dans une optique de long terme	203
4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides	208
4.5.1. La procédure d'homologation des pesticides	208
4.5.2. La procédure d'homologation et les autres instruments de régulation.....	208
4.6. Les instruments de régulation dans les zones « sensibles »	210
4.6.1. Zones sensibles et activité agricole	210
4.6.2. Les mesures pouvant être mises en place en « zones sensibles ».....	210
4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs	213
4.7.1. Régulation des pollutions par les pesticides : coûts de production et revenu agricole	213
4.7.2. Les pratiques économes en pesticides : avantages et contraintes.....	214
4.7.3. Les pratiques économes en pesticides : bénéfiques et coûts	216
4.7.4. Utilisation de pratiques économes en pesticides et taxation : quelques éléments pour une « évaluation » de l'évolution du revenu et des coûts de production agricoles	217
4.7.5. Des mesures complémentaires pour le secteur des cultures spéciales	224
4.7.6. Un bilan prospectif.....	226
4.8. Compensations et soutien du revenu agricole	228
4.8.1. Les enjeux du soutien du secteur agricole dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides	229
4.8.2. Création d'un environnement technologique favorable	230
4.8.3. Soutien au revenu des agriculteurs et multi-fonctionnalité de l'agriculture	231
4.8.4. Soutien du revenu des agriculteurs et OMC.....	236
4.8.5. Compensation des effets des mesures incitatives de la régulation des pollutions par les pesticides	237
4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides.....	240
4.9.1. Des contrats pour limiter les asymétries d'information	240
4.9.2. Des approches volontaires comme instrument de gestion.....	244
Raisons de l'engagement des firmes	248
Accords négociés sous la menace crédible d'un renforcement de la réglementation	250
Traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels.....	251
4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs.....	254

4.1. Remarques introductives

4.1.1. Méthodologie

Les parties 1 à 3 se sont basées sur une analyse de la littérature scientifique. Cette partie adopte une autre approche. Elle se propose d'utiliser les résultats scientifiques existants pour poser les grands principes d'une politique, relativement simple à mettre en œuvre, de régulation des pollutions par les pesticides. L'approche est donc maintenant essentiellement normative.

A l'exception notable de celles de Oskam, Vijftigschild et Graveland (1997)⁸⁵ et de Lichtenberg (2004), peu d'études traitent de la régulation des pesticides dans un cadre général. La plupart des études scientifiques sur la régulation des pesticides s'attachent à analyser les relations entre un instrument de régulation particulier et un aspect particulier des pollutions par les pesticides. L'analyse des choix de politiques environnementales dans un contexte général sont soit théoriques, soit adaptées à d'autres types de pollutions (voir, *e.g.*, Bovenberg et Goulder, 2002) pour les effets des taxes environnementales). Présenter les résultats publiés nous auraient conduits à présenter un catalogue de mesures plus ou moins adaptées au cas des pesticides⁸⁶ sans tenir compte des interactions entre ces mesures ou à reproduire les synthèses théoriques existantes traitant de la régulation des pollutions en général.⁸⁷

Il est donc préférable de synthétiser les acquis scientifiques de l'analyse des politiques de régulation environnementale au travers de l'application de ces résultats au cas particulier des pesticides. Ce choix méthodologique représente un exercice délicat. Il est en effet aisé d'omettre l'explicitation de certains raisonnements qui sont considérés comme des acquis d'un point de vue disciplinaire mais qui ne sont pas immédiats pour des non-spécialistes, notamment pour ce qui concerne les notions utilisées en l'économie publique (voir, *e.g.*, Laffont, 1991a ; Salanié, 1998 ; Bontems et Rotillon, 2003). Nous évitons cet écueil, dans la mesure du possible, en décrivant progressivement le fonctionnement des principaux mécanismes économiques auxquels nous faisons appel.

La première partie a montré que, comme le choix des objectifs environnementaux, le choix des politiques de régulation des pollutions est *in fine* un choix politique. Dans ce contexte, nous avons décidé de systématiquement rappeler les avantages et les inconvénients, et de bien décrire qui sont les « perdants » et les « gagnants » de chaque instrument de régulation proposé, quitte à répéter certains éléments présentés dans la première partie de ce chapitre, de manière à ce que nos choix soient aussi transparents que possible.

Ce chapitre montre qu'il est possible de définir de grands principes pour le choix des politiques de régulation des pollutions par les pesticides sur une base objective : celle qui consiste à atteindre des objectifs environnementaux fixés au moindre coût pour la société.⁸⁸

⁸⁵ Cette étude n'est pas publiée dans une revue scientifique mais fait l'objet d'un rapport commandé par l'UE dans le cadre de la seconde phase du programme « Possibilités pour une politique européenne environnementale à propos des produits de la protection des plantes ». A. Oskam est un économiste néerlandais reconnu, spécialiste de la question des pesticides.

Cette étude offre une large revue critique des instruments de politique mobilisables pour la régulation des pesticides. Basée sur les mêmes fondements théoriques que ceux de ce chapitre, la plupart des conclusions du rapport de Oskam, Vijftigschild et Graveland (et de ses recommandations pour l'UE) se retrouvent ici.

⁸⁶ Les politiques de régulation environnementale du secteur agricole sont étudiées plus spécifiquement dans Just, Hueth et Schmitz (1982, 2002), Carlson, Zilberman et Miranowski (1993) et Lichtenberg (2002).

⁸⁷ Définir la forme des instruments que les pouvoirs publics doivent mettre en œuvre afin d'atteindre un objectif donné au moindre coût est un des principaux objets de recherches des micro-économistes de l'économie publique (Laffont, 1991 ; Salanié, 1998), notamment ceux spécialisés en l'économie de l'environnement (Helfand, Berck and Maull, 2003).

Les fondements essentiels des politiques de régulation environnementale sont présentés par Baumol et Oates (1988), Bonnieux et Desaignes (1998), Kolstadt (2000) ou Bontems et Rotillon (2003). Ses développements théoriques récents sont exposés dans les articles de synthèse réunis par Mäler et Vincent (2003).

⁸⁸ Enfin, ce point étant lié aux deux précédents, certains des instruments de régulation envisagés pourront paraître « purement théoriques », si ce n'est irréalistes car « politiquement irrecevables ». En effet, l'optique adoptée dans cette partie consiste à présenter ce qui pourrait être fait compte-tenu des contraintes et/ou opportunités économiques existantes et non ce qui est

Bien entendu, l'analyse présentée ici s'appuie dans une large mesure sur les résultats et les notions présentés dans les trois parties précédentes.

4.1.2. Instruments et politiques de régulation, quelques définitions

Dans toute la suite, les termes « instrument » ou « mesure » de politique sont utilisés pour désigner un « outil » que l'Etat utilise pour atteindre un objectif précis. Par exemple, la procédure d'homologation des pesticides est l'instrument que les pouvoirs publics utilisent pour que les produits mis en marché ne puissent être responsables d'atteintes graves à la santé humaine et à l'état de l'environnement. De même, le versement d'aides directes aux agriculteurs est une mesure destinée à soutenir le revenu de ces derniers. Le terme de « politique » désigne l'ensemble des instruments (ou mesures) employé(e)s par l'Etat pour atteindre un ensemble d'objectifs précis.

La notion d'objectif est ici primordiale. En effet, les débats entourant le choix des politiques de régulation des problèmes environnementaux sont souvent rendus confus parce que si un instrument permet d'atteindre un objectif, cela se fait souvent au détriment d'autres objectifs. Par exemple, subventionner l'utilisation de pratiques économes en pesticides permet de réduire les pollutions par ces produits. Mais l'utilisation de subventions se fait au détriment des finances publiques, donc soit au détriment d'autres projets financés par l'Etat (à budget constant), soit au détriment des contribuables (lorsqu'il est nécessaire d'augmenter les prélèvements publics).

Dans une très large mesure, nous utiliserons le théorème de Tinbergen (1952) qui peut être ainsi résumé : un instrument par objectif. Bien entendu, si certaines mesures ou instruments permettent d'atteindre plusieurs objectifs simultanément alors il convient d'utiliser ces synergies.

De même, la cohérence entre l'ambition des objectifs environnementaux et l'horizon temporel auquel ces objectifs sont susceptibles d'être atteints est essentielle. Plus les objectifs fixés seront ambitieux, plus il sera nécessaire d'envisager l'utilisation de politiques de long terme afin de tenir compte du délai d'adaptation du secteur agricole et de pouvoir saisir les opportunités offertes par l'évolution d'autres secteurs.

Comme cela a été vu dans la partie 3, les pratiques agricoles économes en pesticides (et en fertilisants) sont des pratiques intensives en travail qualifié. Aussi, concilier agriculture et environnement requiert des modifications assez profondes des méthodes de production agricole, du métier de l'agriculteur et du conseil agricole qui ne pourront se mettre en place que progressivement, sous l'influence d'une politique publique active de recherche, de développement et de conseil ainsi que sous l'influence de certaines évolutions du secteur privé (marché du conseil, ...). Les instruments de politique doivent être mis en œuvre progressivement afin d'accompagner et de favoriser ces modifications.

4.1.3. Les objectifs de cette partie

Le premier objectif de cette partie est de montrer que, pour peu que la société s'en donne les moyens et (surtout) le temps, des objectifs ambitieux en terme de réduction des pollutions par les pesticides peuvent être atteints. Le second objectif est de décrire les principes sur lesquels doit s'appuyer une politique de régulation des pesticides, tout au moins d'un point de vue économique.

Ce paragraphe présente brièvement ces principes. Ces derniers seront présentés plus en détail et discutés dans la suite de cette partie.

« politiquement » possible, si tant est qu'il soit possible de le définir. Il convient cependant de rappeler que le domaine de ce qui est « possible » dépend largement de l'horizon temporel dans lequel ce domaine est défini.

Dans cette optique, la logique de la politique danoise est exemplaire du point de vue de sa cohérence. En outre, elle constitue un cas concret et s'intègre dans une large mesure aux instruments mis en place par la PAC. Au delà des modalités de sa mise en œuvre (progressivité, expertise, objectifs mesurables, ...), la cohérence de la logique de la politique danoise tient en trois points :

- elle met en œuvre un ensemble d'instruments, chacun d'entre eux étant défini pour répondre à un (ensemble) d'objectif(s) donné(s) et mis en place à une échelle géographique pertinente et à un horizon temporel raisonné,
- elle s'appuie sur un ensemble d'instruments dont les effets sont souvent « synergiques » et
- les niveaux des instruments utilisés peuvent être adaptés en fonction des arbitrages définis par la société. En d'autres termes, la politique proposée est flexible.

Néanmoins, cette partie ne sera pas pour autant un simple plaidoyer en faveur de l'application « copie conforme » de la politique danoise à l'agriculture française et européenne. La politique danoise est simplement un exemple sur lequel il est possible de s'appuyer, tout en l'adaptant au contexte considéré.

Le but premier de cette partie est de montrer que les mécanismes, notamment les mécanismes économiques mis en jeu par cette politique sont suffisamment généraux pour être utilisés dans un autre contexte. Le second est de montrer qu'une politique de cette forme ne remet pas en cause les politiques déjà en place en France ou dans l'UE pour la régulation des pollutions d'origine agricole et la régulation des marchés agricoles, mais qu'elle peut s'y intégrer sans difficulté particulière.

4.1.3.1. L'objectif de réduction des pollutions et les instruments associés

Du point de vue de la réduction des pollutions, les instruments centraux de la politique présentée sont :

- un système de taxation visant à inciter la réduction globale de l'utilisation des pesticides,
- une politique active en terme de recherche et de conseil pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides

et :

- un ensemble d'instruments mis en œuvre à une échelle limitée pour tenir compte de spécificités locales (zones sans pesticides, développement de l'agriculture biologique, ...) ou, éventuellement, de la spécificité de certaines productions (maraîchage, horticulture, productions fruitières, viticulture).

La politique de taxation joue un rôle central ici. Elle vise deux objectifs (très liés), d'une part inciter les agriculteurs à diminuer leurs utilisations de pesticides en augmentant le rapport de prix des intrants à celui des produits, d'autre part à stimuler leur demande de pratiques économes en pesticides. Ces deux effets de la taxe renforcent les effets des politiques de recherche et de conseil mises en place par ailleurs, ainsi que les effets des instruments visant à l'adoption ou à l'utilisation de pratiques économes en pesticides. En outre, le revenu de la taxe permet de financer, tout au moins en partie, les coûts des autres instruments.

Afin d'accompagner le rythme de l'évolution de la recherche, du conseil et donc des pratiques des agriculteurs, l'instauration du système de taxes incitatives doit être progressive. Le niveau des taxes doit être accru progressivement et de façon programmée, l'évolution du niveau des taxes devant être contingent aux résultats obtenus.

La taxation incitative des pesticides a pour but d'atteindre des objectifs minimaux de réduction des pollutions par les pesticides. Lorsque cela est nécessaire, *i.e.* pour la protection des zones les plus sensibles aux pollutions par les pesticides, d'autres instruments peuvent être mis en œuvre conjointement : des instruments réglementaires comme l'interdiction de l'utilisation de pesticides dans certaines zones particulièrement sensibles ou des instruments d'incitation à

l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Cet ensemble d'instruments est vraisemblablement celui qui permet d'atteindre des objectifs environnementaux géographiquement hétérogènes au moindre coût.

Utiliser le seul instrument de la taxe nécessiterait en effet des taux de taxe très élevés pour atteindre les objectifs dans les zones sensibles, sauf à mettre en place des taxes différenciées par zones qui posent d'autres problèmes.⁸⁹ Une taxe très élevée serait inutilement coûteuse pour les agriculteurs hors zones sensibles. A l'opposé, n'utiliser qu'un système de normes et de mesures d'incitations positives (subventions et contrats plus spécifiques) locales aurait été inutilement coûteux d'un point de vue administratif (contrôle des normes et du respect des contrats) et du budget de l'Etat (coût du contrôle des normes, coût des subventions pour l'emploi de pratiques économes en pesticides). Ces points seront développés par la suite.

La création de zones « sans pesticides » sous-entend une adaptation importante de la part des agriculteurs concernés. Cette adaptation ne peut être que progressive et peut éventuellement être accompagnée par des aides spécifiques transitoires. De nombreux dispositifs peuvent être imaginés dans cette optique.

Enfin, cette politique articulée autour de l'utilisation d'instruments généraux visant à atteindre des objectifs minimaux à grande échelle et de l'emploi d'instruments spécifiques visant à atteindre des objectifs plus ambitieux localement est de plus en plus partagée par les économistes spécialistes des pollutions d'origine agricole (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Lichtenberg, 2004 ; Bonniex, Dupraz, Latouche et Pech, 2004).

De plus, elle s'intègre au cadre défini par l'UE en matière de politique agri-environnementale. En effet, l'UE peut co-financer la compensation des pertes de revenu des agriculteurs à qui il est demandé d'atteindre des objectifs environnementaux plus importants que ceux requis *a minima*. En outre, une telle politique est cohérente avec les accords de l'OMC (Organisation Mondiale du Commerce) sur les échanges agricoles.

Cependant, il est important de remarquer que le fait que les agriculteurs reçoivent ou non ces compensations spécifiques en raison de particularités locales doit être déconnecté des mesures mises en œuvre pour atteindre les objectifs environnementaux. Ce point important est abordé dans le paragraphe suivant, il est relatif à la répartition du coût de la réduction des pollutions aux différents membres de la société.

4.1.3.2. Le compromis « social » et les instruments associés

Il est clair que la politique de régulation mise en place au Danemark est source de pertes de revenus pour les agriculteurs de ce pays, et ce même si on considère que la recherche et le conseil permettent de réduire l'effet des taxes et des interdictions instaurées sur les revenus agricoles.

D'une manière générale, le problème soulevé est celui de la répartition du coût de la réduction des pollutions entre les différents membres de la société, *i.e.* la nature du compromis recherché pour la société une fois les instruments de réduction des pollutions choisis, étant entendu que ce coût doit en principe inférieur aux bénéfices de la réduction des pollutions.⁹⁰ Ce compromis concerne les revenus des agriculteurs, le budget de l'Etat (les contribuables), l'amont et l'aval de l'agriculture, ...

⁸⁹ L'Etat de Californie a utilisé des taxes différenciées selon les sites d'utilisation pour certains désinfectants du sol (Lichtenberg, 2002). Les coûts de contrôle liés à l'utilisation de taxes différenciées par région sont cependant potentiellement importants, les agriculteurs des régions à taux de taxes faibles pouvant acheter des pesticides pour les revendre aux agriculteurs des régions à taux de taxes élevés (Lichtenberg, 2004).

⁹⁰ Même si ces bénéfices sont difficilement « chiffrables ».

Les débats actuels et passés sur la régulation des pollutions d'origine agricole se focalisent généralement sur le coût supporté par le secteur agricole lors de la mise en place des politiques de régulation, et notamment la taxation. Ces débats aboutissent souvent à « préconiser » des niveaux de taxation très bas donc non incitatifs, quand ce n'est pas à un abandon pur et simple du principe de la taxation, pour « préserver » le secteur agricole. Il existe certainement d'autres moyens de préserver le secteur agricole que de baisser les niveaux des taux de taxation.

En effet, si une taxe incitative est mise en place (objectif de réduction des pollutions) et que l'Etat a pour objectif de préserver le revenu des agriculteurs (un autre objectif) alors, conformément au théorème de Tinbergen (1952), il doit utiliser un autre instrument.

L'Etat danois compense les effets de la taxe sur le revenu des agriculteurs par des exonérations des taxes foncières. Mais d'autres instruments de soutien du revenu agricole peuvent être utilisés. Si l'objectif est de préserver le revenu des agriculteurs (quelles que soient les motivations ou les justifications de cet objectif), alors l'instrument le plus efficace est le versement de transferts forfaitaires (*lump sum transfers*) aux agriculteurs. On notera que cette logique est celle de la réforme de la PAC de Juin 2003. Si l'objectif est de préserver l'occupation du sol, alors l'instrument le plus efficace est le versement d'aides à l'hectare utilisé en agriculture. Les économistes spécialisés dans le domaine de l'économie publique ont toujours plaidé en faveur de la mise en place de ces transferts forfaitaires car ils permettent de séparer les objectifs d'efficacité des politiques d'intervention de l'Etat de celui de la distribution des revenus au sein de la société (e.g., Bovenberg et Goulder, 2002).

Bien entendu, le montant de ces transferts forfaitaires dépend du compromis recherché par la société, *i.e.* du partage du coût de la réduction des pollutions entre les membres de la société. Ce compromis est essentiellement de nature politique.

Dans le cas d'une politique de régulation telle que celle présentée ci-dessus, l'ensemble des membres de la société participe à la charge de la réduction des pollutions lorsque le revenu de la taxe ne permet pas de financer entièrement les politiques d'accompagnement de la taxe (recherche, conseil, subventions, ...).

De même, cette politique pourrait avoir un effet significatif sur le prix des produits agricoles en raison de son effet négatif sur les niveaux de production agricole, tout au moins à court terme. Cette hausse de prix ferait alors participer les consommateurs et utilisateurs des produits agricoles à la charge de la politique de régulation. Cette hausse de prix serait plus importante si cette politique devait être appliquée à l'échelle de l'UE que si elle devait être appliquée à l'échelle de la France.

Cependant, à moyen et long terme, cette hausse de prix des produits agricoles sera atténuée, d'une part par l'adoption de pratiques adaptées par les agriculteurs, d'autre part sous l'effet des importations de produits agricoles étrangers.⁹¹

En outre, l'idée de partage de la charge de la réduction des pollutions peut également en partie passer par le marché des produits agricoles. En effet, les consommateurs les plus concernés par les problèmes de pollution peuvent vouloir participer activement au financement de la lutte contre la pollution. Les préférences spécifiques de ces consommateurs peuvent s'exprimer par l'achat de produits dont ces consommateurs savent qu'ils sont produits selon leurs attentes. Cela suppose néanmoins l'existence de labels crédibles. L'Etat peut mettre en place des instruments visant à la création et à la promotion de ces labels, ou tout au moins à renforcer leurs objectifs dans ce domaine. L'utilisation de ces instruments est activement développée en Californie ou aux Pays-Bas. Une telle

⁹¹ Ne sont pas considérées ici les politiques commerciales applicables dans ce cas pour lutter contre l'importation de produits agricoles contenant éventuellement plus de pesticides que ceux produits en France ou dans l'Union Européenne. Cette question est assez délicate et déborde largement du cadre de l'expertise définie ici. Par ailleurs, de nombreux travaux traitent de cette question. Disons simplement que le cœur du problème se situe au niveau de la légitimité d'obstacles à l'entrée au motif que les produits importés ne seraient pas soumis aux mêmes contraintes en matière de protection phytosanitaire. Le problème est analogue pour, par exemple, les normes sociales. Par ailleurs, il renvoie de manière générale à la question des niveaux de développement différents selon les pays.

politique est envisagée au Danemark. Son avantage est double : celui de permettre à certains consommateurs d'exprimer leurs préférences tout en leur permettant de participer au financement des politiques de réduction des pollutions *via* l'achat de produits plus onéreux. Le cas des produits issus de l'agriculture biologique paraît particulièrement pertinent dans ce cas. En effet, s'il est possible d'assurer qu'un produit ne contient pas de résidus de pesticides, il est plus difficile d'assurer que le producteur a agi dans le respect de l'environnement ou des « bonnes pratiques agricoles ».

En outre, s'il est avéré que beaucoup de consommateurs achèteraient ce type de produits s'ils avaient été informés des avantages qu'il y a à développer leur production, des campagnes d'information ou de sensibilisation pourraient être mises en place.⁹²

Cependant, il est important de noter ici que la préservation de qualité de l'environnement ne peut être efficacement financée par des seules contributions volontaires. En effet, un environnement de qualité est un bien public dont la gestion dans l'intérêt général requiert l'intervention de l'Etat (voir, *e.g.*, Bonnieux et Desaignes, 1998 ; Salanié, 1998).

Le reste de cette partie développe les arguments en faveur de la politique de régulation présentée ici, après avoir précisé le contexte dans lequel cette politique a été définie.

⁹² En outre, une politique de réduction des pollutions par les pesticides à l'échelle de l'UE (ou de la France), peut rendre crédible des labels tels « Produit dans l'UE = produit avec peu de pesticides » si les conditions de la traçabilité de ces produits est assurée.

4.2. Le cadre d'analyse retenu

4.2.1. Les objectifs généraux à atteindre

Les politiques à mettre en place pour la régulation des pollutions dépendent :

- des objectifs environnementaux à atteindre
- et

- de l'échelle à laquelle elles sont mises en œuvre.

Ici nous partons du cas de politiques de régulation mises en œuvre à l'échelle de la France. En fait, l'analyse du problème est pratiquement la même que l'échelle considérée soit la France ou l'UE. Les différences apparaissent essentiellement au niveau des effets de ces politiques sur les équilibres de marché, quantités produites, demandées, importées et exportées, et sur les prix de marché.

De même, il sera considéré que les objectifs environnementaux à atteindre sont relativement élevés dans le sens où :

- la situation environnementale doit être corrigée sur l'ensemble du territoire concerné, même si cette correction réclame des efforts d'importance variable selon les lieux, au niveau de la qualité de l'eau notamment

et :

- les objectifs de régulation visent à la réduction de la présence des pesticides et de leurs résidus dans les produits agricoles.

L'adaptation des politiques de régulation à des objectifs environnementaux moins ambitieux sera abordée à la fin de cette partie.

4.2.2. Les cibles des instruments de régulation et le niveau de ces cibles

4.2.2.1. Les cibles des instruments de régulation

Puisque les problèmes de pollutions sont engendrés par un excès d'émissions polluantes, l'objet essentiel des instruments de régulation dans ce domaine est d'inciter à la réduction des émissions polluantes à hauteur des dommages qu'elles engendrent. Ceci résulte de l'application d'un principe garant de l'efficacité économique de l'intervention : il convient d'adapter les instruments de régulation à leur cible, *i.e.* les dommages des pollutions.

Les impacts des pesticides sur l'environnement naturel (eau, faune et flore sauvages) sont générés par un grand nombre d'entreprises. De plus, les niveaux des pollutions émises dépendent à la fois des caractéristiques des entreprises, des caractéristiques du matériel qu'elles utilisent, des caractéristiques du milieu dans lequel elles sont émises et de la date à laquelle elles ont été émises.⁹³ Enfin la valeur des dommages engendrés par ces pollutions dépend des conflits d'usage de l'environnement, ces derniers variant géographiquement.

Les dommages des pesticides sur l'environnement naturel sont hétérogènes dans l'espace, ceux qui touchent la santé humaine dépendent essentiellement d'une part de la quantité et de la qualité des pesticides utilisés et d'autre part des produits agricoles concernés (frais, transformés, alimentation animale), que les résidus de ces pesticides se trouvent dans l'eau ou sur les produits agricoles.⁹⁴

Adapter les instruments de politiques à chacun des cas rencontrés est donc potentiellement non seulement prohibitivement coûteux, mais tout simplement impossible sur la base des connaissances actuelles.

⁹³ Une pollution émise par de nombreux agents avec des effets locaux est dite diffuse.

⁹⁴ Cette caractéristique différencie le problème des pollutions par les pesticides de celui des pollutions par les fertilisants.

Aussi⁹⁵, étant donné que les pesticides sont par essence des produits toxiques et donc que toute matière active utilisée est susceptible de créer des dommages, les deux leviers d'action considérés ici sont :

- la réduction de la toxicité et de l'éco-toxicité des produits mis sur le marché

et :

- la réduction de l'utilisation des pesticides autorisés, et ce d'autant plus que ces pesticides sont toxiques et/ou utilisés dans des zones où ils sont susceptibles de créer d'importants dommages.

Le premier levier (réduction de la toxicité) est d'ordre qualitatif, le second (réduction de l'utilisation) est d'ordre quantitatif. Les mesures visant à réduire les pollutions par les pesticides cherchent donc à modifier les comportements, dans le premier cas des producteurs de pesticides et des agriculteurs, dans le second cas des agriculteurs.

Cette approche tend à occulter le rôle des mesures visant à limiter les transferts des pesticides dans l'environnement naturel. Ce parti pris est plus lié à des questions d'ordre pratique et budgétaires qu'à une sous-évaluation du problème des transferts. Ce choix résulte simplement de ce que :

- la réduction des utilisations diminue mécaniquement les transferts, ce qui justifie l'utilisation d'instruments généraux visant à réduire l'utilisation des pesticides,
- il existe des mesures simples de limitation des transferts à l'échelle d'une exploitation : le dispositif des bandes enherbées en est un, tout comme les normes sur le matériel de pulvérisation,
- la protection des zones sensibles aux pesticides requiert une intervention spécifique, la question des transferts peut en faire partie

et :

- les effets des transferts de pesticides dépendent de la toxicité et de l'éco-toxicité de ces produits (et de leurs conditions d'utilisation) : adapter les mesures par « classes » de produits phytosanitaires permet de tenir compte, au moins pour partie, des phénomènes de transferts.

En résumé, il semble que l'utilisation conjointe d'instruments de réduction de l'utilisation des pesticides :

- adaptés localement lorsque nécessaire

et :

- adaptés par classe de toxicité et d'écotoxicité des pesticides

permette d'obtenir une précision d'intervention satisfaisante, tout au moins pour adapter les mesures de régulation au niveau des dommages engendrés par les pesticides.

4.2.2.2. Les niveaux des cibles

Concrètement, les objectifs chiffrés de la politique de régulation doivent être définis selon des critères quantitatifs précis (nombre d'applications ; quantité de matière active ; ...). Les pays ayant mis en œuvre des politiques actives dans le domaine des pesticides (Pays-Bas et Danemark) ont commencé par se donner des objectifs en terme de réduction de tonnage de matière active en classant les pesticides par grande fonction (herbicides, insecticides,...). Dans un deuxième temps, ils se sont fixés des objectifs plus précis.

Le Danemark poursuit actuellement des objectifs en terme de réduction des fréquences d'application des pesticides classées par fonction (herbicides, fongicides, ...). Il est question de donner une dimension plus environnementale à ces objectifs, notamment en hiérarchisant les objectifs de réduction de l'utilisation des différents pesticides en fonction de leur toxicité/écotoxicité, i.e. par classes de toxicité/écotoxicité plutôt que par fonction.

⁹⁵ Conformément à l'analyse présentée en 1.2.4.1.

La définition de critères pour la France peut utilement s'appuyer sur les expériences danoise et norvégienne (voir la section 1.4.).

Les objectifs généraux

Les problèmes liés à la définition de ces critères sont que :

- les molécules concernées sont très nombreuses, tout comme les formulations dans lesquelles elles sont vendues

et :

- deux pesticides utilisés dans le même but par les agriculteurs peuvent avoir des poids de matière active, des doses d'application, des niveaux de toxicité/écotoxicité et des prix très différents.

Cependant, notamment en s'inspirant de l'exemple norvégien (voir la sous-section 1.4.1.), il est possible de définir des objectifs raisonnables en termes de réduction quantité des pesticides par classe de toxicité/écotoxicité, pourvu que certaines précautions soient prises.

Nous considérerons ici que les grands types de pesticides (herbicides, fongicides, ...) peuvent être répartis par classes de toxicité/écotoxicité et qu'un objectif de réduction a été assigné pour chacun de ces types. Bien entendu, les objectifs de réduction sont plus contraignants pour les pesticides les plus toxiques/écotoxiques. Les objectifs doivent être fixés en termes de fréquence d'application, de poids de matière active, voire de dépenses de pesticides⁹⁶, ... selon l'avis des agronomes et des experts en toxicologie/écotoxicologie.

Ceci dit, l'utilisation de ces critères et objectifs suppose que les pratiques des agriculteurs soient connues et suivies avec précision. Cette information devrait être recueillie de manière systématique, d'une part pour évaluer la situation initiale et d'autre part pour suivre l'évolution de cette dernière. Une information de bonne qualité est nécessaire pour un pilotage de qualité.

Les objectifs pour les zones sensibles aux pesticides

Les objectifs généraux définis ci-dessus correspondent à des *minima*. Il convient de les compléter par des objectifs pour les zones sensibles. Le premier travail à effectuer consiste alors à définir ces zones. Une zone sensible aux pesticides est une zone où l'utilisation de ces produits peut être très dommageable principalement :

- parce que cette zone est d'intérêt écologique (zone Natura 2000, ...),

et/ou :

- parce que cette zone est caractérisée par des conflits d'usage importants : bassin de collecte d'eau destinée à la production d'eau potable (protection des périmètres de captage, ...), zone péri-urbaine, ...

Comme cela sera vu plus loin, de nombreux arguments plaident en faveur d'objectifs « zéro utilisation » de pesticides dans ces zones. Ces arguments tiennent essentiellement aux possibilités de contrôle des pratiques, les pratiques « sans pesticides » étant beaucoup plus faciles à contrôler que l'« utilisation raisonnée » des pesticides. Pourtant, ces objectifs peuvent s'avérer très coûteux pour certains secteurs agricoles, notamment dans le cas des cultures spéciales.

Par suite, s'il convient sans doute de définir des zones à « zéro utilisation de pesticides » dans les cas les plus délicats, il est possible de définir des objectifs moins contraignants pour certaines zones. Là encore l'avis des agronomes, des écologues et des experts en toxicologie/écotoxicologie doit être sollicité.

⁹⁶ Ce point sera abordé plus bas.

A ce stade de l'analyse, il est intéressant de remarquer que la définition des « zones sensibles aux pesticides » peut, tout au moins dans une certaine mesure, recouper celle de « zones sensibles aux pollutions par les fertilisants », voire celle des « zones sensibles à l'irrigation ». Ceci tient à ce que la sensibilité d'une zone géographique aux transferts de pesticides ou à des éléments fertilisants dépend des caractéristiques pédo/climatiques de cette zone, de la proximité d'aquifères ou d'écosystèmes fragiles (zones humides). De même, l'utilisation de l'irrigation, des pesticides et des fertilisants est souvent conjointes.⁹⁷

Cette remarque montre que la définition coordonnée des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole ou de l'utilisation de l'eau est très vraisemblablement préférable à des approches polluant par polluant.

⁹⁷ Le cas des régions à forte concentration d'élevage fait figure d'exception ici.

4.3. Choix des instruments: coûts de transaction et régulation par les prix *versus* les quantités

L'objectif de cette section est d'analyser les avantages et inconvénients des différents instruments utilisables pour la réduction de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. La question de la toxicité/écotoxicité des pesticides sera pour l'instant mise entre parenthèses. Elle sera à nouveau abordée dans la suite.

Deux arguments essentiels conduisent au choix de la forme de la politique proposée. Il s'agit d'une part des avantages comparés des mécanismes d'incitation des différents instruments de régulation utilisables dans ce contexte (en particulier de la régulation par les prix *versus* par les quantités) et d'autre part des coûts administratifs liés à la mise en place d'instruments adaptés à chaque région, culture ou exploitation.

Le premier argument tient aux avantages du système de taxation, en tant qu'instrument de régulation pour l'obtention des objectifs *a minima* et en tant qu'« épéron » de l'ensemble des autres mesures qui pourraient être mises en place.

Le second argument explique essentiellement pourquoi il est très coûteux pour le budget de l'Etat d'utiliser des instruments tels que des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides ou des quotas de pesticides par exploitation sur l'ensemble du territoire concerné par la régulation.

L'analyse comparée des mécanismes d'incitation des différents instruments de régulation est l'objet de la micro-économie de la régulation des pollutions (voir, *e.g.*, Baumol et Oates, 1988 ; Bonnieux et Desaignes, 1998 ; Mäler et Vincent, 2003 ; Bontems et Rotillon, 2003). Cette analyse ne sera pas présentée en détail ici dans la mesure où elle est relativement abstraite.⁹⁸ Les éléments essentiels de cette analyse seront développés plus en détail dans les sections suivantes, *i.e.* lors de la présentation des avantages et inconvénients des systèmes de taxation, des interdictions locales de l'utilisation des pesticides, ...

Nous nous intéressons dans un premier temps à l'analyse des coûts administratifs des principaux instruments dont l'utilisation est envisagée dans la suite dans la mesure où ces coûts sont maintenant considérés comme décisifs dans la définition des instruments de régulation des pollutions d'origine agricole (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Lichtenberg, 2004 ; Bonnieux, Dupraz, Latouche, et Pech, 2004). Cette analyse se fonde principalement sur l'analyse des effets des coûts de transaction développée par Williamson sur le choix de politiques publiques (voir, *e.g.*, Williamson, 1985 et 2000 ; Falconer et Withby, 1999 ; Bonnieux et Dupraz, 1999).

Il existe plusieurs types de coûts de transaction.⁹⁹ Nous nous ne considérons ici que les coûts administratifs de la mise en place des instruments de régulation. Nous n'évoquerons pas le coût des subventions versées aux agriculteurs sur le budget de l'Etat, le coût des taxes pour l'agriculteur, ... Ces coûts dépendent des instruments eux-mêmes, ils ne dépendent pas des modalités de leur mise en œuvre concrète. De même, nous n'évoquerons pas dans un premier temps la question de la compensation éventuelle des agriculteurs, conformément à notre approche objectif par objectif. Le premier objectif des instruments visant à réduire l'utilisation des pesticides par les agriculteurs est la régulation des pollutions par les pesticides.

⁹⁸ Elle nécessiterait la définition d'instruments de politique dont l'utilisation n'est pas envisageable en pratique. Par exemple, des instruments tels que les marchés de droits à polluer ou les taxes différenciées par zone géographique peuvent avoir un intérêt pédagogique pour l'identification des sources d'inefficacités des politiques de régulation. Ils n'ont que peu d'intérêt dans le présent contexte.

⁹⁹ Par exemple, dans le cadre des politiques contractuelles, les asymétries d'information entre le régulateur et les agriculteurs sont à l'origine d'inefficacités économiques. En effet, si le régulateur était parfaitement informé et pouvait utiliser cette information lors de la définition et de la mise en œuvre des contrats qu'il propose aux agriculteurs, les contrats proposés seraient efficaces. La mesure monétaire de l'inefficacité de la régulation en présence d'asymétrie d'information, *i.e.* la perte subie par la société liée à l'utilisation d'une politique du second rang plutôt qu'une politique de premier rang, peut être interprétée comme une mesure des coûts de transaction générée par les asymétries d'information (Salanié, 1998).

4.3.1. Les instruments considérés et leurs principaux mécanismes incitatifs

Nous considérerons ici les trois principaux types d'instruments envisagés pour réguler les pollutions dus aux pesticides :

- la taxation (instrument d'incitation économique) : taxation ici homogène pour tous les agriculteurs,
- les approches contractuelles : ici nous considérerons le cas le plus simple, celui des subventions pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides adaptées en fonction des conditions pédo-climatiques, des systèmes de production et du zonage décrit précédemment (zones plus ou moins sensibles aux pesticides),
- les approches réglementaires (*command-and-control*) : quotas d'utilisation des pesticides, l'interdiction totale d'utilisation étant un cas particulier de cette approche (quota nul). Ces quotas sont adaptés en fonction des conditions pédo-climatiques et du zonage décrit précédemment.

Concrètement, les approches contractuelles considérées ici s'intègrent parfaitement dans le cadre du dispositif actuel des mesures agri-environnementales.¹⁰⁰

Les pratiques économes en pesticides considérées ici sont celles développées dans la partie 3 : lutte chimique raisonnée contre les ennemis des cultures, lutte intégrée contre les ennemis des cultures (variétés résistantes, insectes auxiliaires, ...) ou production intégrée (rotations culturales, objectifs de rendements moins dépendants de la lutte chimique, ..., production biologique).

Le cas des quotas d'utilisation des pesticides est plus spécifique (et même assez « théorique » comme cela sera discuté plus bas). Il pourrait être mis en œuvre selon la procédure suivante. Au début de chaque campagne les agriculteurs déclarent leurs assolements. Des autorisations d'achats de pesticides tenant compte de l'assolement déclaré, des conditions pédo-climatiques et du zonage leur sont alors délivrées. Ces dernières sont nécessaires pour tout achat de pesticides.

4.3.1.1. Les mécanismes incitatifs à l'œuvre

Dans le cas de la taxation, le régulateur prélève une taxe pour accroître le prix des pesticides et laisse les agriculteurs libres de s'adapter comme ils le souhaitent à ce nouveau contexte économique (de prix).

Dans le cas de la régulation par quotas d'utilisation ou par subvention de l'emploi des pratiques économes en pesticides, le régulateur définit les règles d'utilisation de ces produits et s'assure que ces règles sont respectées. Dans le cas des quotas, le non-respect du quota donne lieu à une pénalité. Dans le cas des « bonnes » pratiques subventionnées, l'agriculteur ne reçoit la subvention que s'il a effectivement adopté les bonnes pratiques.¹⁰¹

Le quota d'utilisation est un instrument est coercitif dans la mesure où la règle s'impose à l'agriculteur.¹⁰²

Le fonctionnement des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides possède des caractéristiques des mécanismes de la taxation et des quotas. En effet, comme la taxation, la subvention s'appuie sur un mécanisme d'incitation économique. Dans le cas des pratiques

¹⁰⁰ Le cas d'approches volontaires plus élaborées que celle présentée ici est envisagé dans la section 4.9.

¹⁰¹ Un autre mécanisme peut être utilisé : l'agriculteur reçoit d'abord la subvention, mais il lui est demandé de reverser cette subvention (éventuellement avec une pénalité) dans le cas où le contrôle aurait montré qu'il n'a pas adopté la « bonne » pratique. Dans les deux cas, l'incitation est la même : l'agriculteur adopte la pratique pour bénéficier de la subvention, selon une logique de « récompense ». Ces mécanismes mettent en œuvre des structures d'incitation équivalentes.

¹⁰² Ce dernier peut être compensé des pertes que lui fait subir un quota contraignant mais cela ne change rien au principe de fonctionnement de l'instrument.

subventionnées, l'agriculteur cherchera à adopter les pratiques économes en pesticides pour bénéficier de la subvention. Dans le cas de la taxation, l'agriculteur cherchera à réduire ses utilisations de pesticides pour diminuer l'impact négatif de la taxe sur son revenu.

Le versement de la subvention n'est pas suffisant pour assurer l'utilisation des « bonnes » pratiques. Comme dans le cas des quotas d'utilisation, il est nécessaire que le régulateur contrôle l'emploi des pratiques subventionnées. L'agriculteur n'a aucun intérêt économique, en l'absence d'un système de contrôle/sanction dissuasif, à effectivement employer les « bonnes pratiques », il peut simplement prendre les subventions et ne pas changer ses pratiques.

Aussi, dans le cas de l'utilisation des pratiques subventionnées comme dans le cas des quotas d'utilisation, un système de contrôle/sanction suffisamment dissuasif est nécessaire pour s'assurer du respect de la règle édictée ou des termes du contrat adopté.

Par rapport aux subventions discutées ici, nous introduisons ici deux remarques afin d'éviter toute confusion.

Dans un premier temps, il convient de distinguer les subventions versées pour utilisation de pratiques bien définies (celles considérées ici) et des « subventions » visant à compenser les effets sur le revenu des agriculteurs d'un instrument de régulation particulier (par exemple une taxe ou une interdiction portant sur l'utilisation des pesticides). Dans le second cas, les sommes versées sont des compensations, un instrument ayant pour objectif le soutien des revenus agricoles alors que les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides sont des instruments d'incitation économique.

De même, distinguer les subventions pour utilisation (celles considérées ici) des subventions pour adoption de bonnes pratiques est essentiel. Les subventions pour adoption ont pour but d'accélérer ou de faciliter un changement de pratiques (voir la partie 3). Les subventions pour adoption visent à faciliter une transition technologique, elles doivent donc n'être que transitoires. L'idée essentielle est ici qu'une fois maîtrisées, ces pratiques continueront à être utilisées par les agriculteurs. Les subventions pour utilisation ne sont en principe pas transitoires, elles visent à faire utiliser des pratiques qui ne sont pas rentables sans subventions.

4.3.1.2. Le problème du contrôle

Le problème du contrôle du respect des cahiers des charges contractualisés ou des normes édictées est souvent passé sous silence dans la mesure où toute sanction est associée à une fraude. A la régulation par les quantités sont donc souvent préférées des politiques de « codes de bonnes pratiques » valorisant la bonne volonté et l'honnêteté des agents visés.

Il n'en reste pas moins que dans le domaine de la protection de l'environnement (comme dans de nombreux autres domaines comme la sécurité routière ou l'impôt sur le revenu) le respect des règles édictées ne va pas de soi. Par exemple, le rapport de la Cour des Comptes (2002) est particulièrement sévère à l'égard des contrôle des Installations Classées d'élevage en Bretagne. Celui de la Cour des Comptes Européennes (2005) à propos des mesures agri-environnementales co-financées par l'EU dresse le même type de constat.

En n'instaurant pas de système de contrôle suffisamment dissuasif, l'Etat donne implicitement un signal en faveur d'une sous-estimation des problèmes d'environnement. De fait, les atteintes à l'environnement semblent ne pas être jugées suffisamment graves pour justifier des contrôles fréquents et/ou des sanctions élevées. Dès lors tout est réuni pour que l'incitation à appliquer les règlements soit faible, certainement parce que la crainte de la sanction est faible, mais vraisemblablement également parce les producteurs ne se sentent pas coupables de faute grave. Cet effet peut d'ailleurs être amplifié par une logique analogue à celle du passager clandestin. Sans nier l'effet global de son secteur de production sur l'environnement, un agriculteur peut juger que ses propres émissions polluantes sont insignifiantes. De même, un agriculteur qui n'utilise que des produits homologués peut sous-estimer les effets de ces produits sur l'environnement.

Les coûts liés à l'application des instruments de régulation par les quantités (quotas, interdictions, contrats spécifiques, ...) sont fréquemment sous-estimés, pour ne pas dire simplement passés sous silence. Mais comme cela vient d'être vu, les faits tendent à prouver qu'il est nécessaire d'instaurer un système de contrôle/sanction dissuasif, via des pénalités et/ou des fréquences de contrôle suffisantes. Dans le cas de la régulation environnementale, le caractère incitatif passe nécessairement par une fréquence de contrôle élevée dans la mesure où il est difficile d'envisager des pénalités qui vont très au-delà du dommage causé.

Dans ce contexte, le système de taxation limite *a priori* les risques de fraude. Il nécessite néanmoins un contrôle au niveau des exploitations frontalières, au niveau des importateurs et des producteurs de pesticides. Ces contrôles peuvent être limités en fréquence dans la mesure où les fraudes en matière fiscale peuvent donner lieu à de lourdes sanctions.

4.3.2. Les coûts administratifs de la mise en œuvre des instruments

Ici nous ne considérerons que les coûts de la mise en œuvre des instruments proposés, *i.e.* ceux supportés par le régulateur (l'Etat ou l'institution à laquelle l'Etat a délégué le pouvoir de régulation) et ceux supportés par les agents économiques concernés. Les agriculteurs supportent des coûts liés à la recherche d'information sur les contrats proposés ou sur la réglementation mise en place, aux démarches administratives, ... Les distributeurs, importateurs et producteurs de pesticides supportent des coûts de gestion liés au système de taxation. L'Etat supporte les coûts de l'élaboration (expertise, négociation des instruments, ...) et de l'évaluation des mesures (suivi des pratiques et compilation des données recueillies, ...), les coûts de l'information des agents concernés, le coût de gestion de la mise en œuvre des instruments (prélèvements des taxes, versement des subventions, délivrance des autorisations, ...) et les coûts liés aux systèmes de contrôle/sanction (coût des contrôleurs, coût de gestion du système, ...).

Ces coûts sont décrits dans le tableau 4.1. pour les instruments considérés.¹⁰³ Le niveau agrégé des coûts donne une idée des coûts globaux de chaque rubrique. Il n'est renseigné que lorsqu'il existe et le nombre de « + » doit être comparé sur une ligne et non le long d'une colonne. En outre le nombre de « + » est un indicateur qualitatif, un coût noté « ++ » est simplement plus important qu'un coût noté « + » mais moins qu'un coût noté « +++ ». Il est à noter que l'évaluation et le suivi pour la conformité ne concernent que la conformité aux objectifs en terme de quantités de pesticides utilisées, et non en terme d'effets environnementaux.

Globalement, il est évident que le coût administratif de la taxation des pesticides est nettement inférieur au coût administratif des mesures pour favoriser l'emploi de pratiques économes en pesticides et du système de quotas. L'intérêt de la taxe par rapport au système de quotas tient essentiellement à la simplicité de la gestion du système de taxation : ses coûts d'élaboration et surtout ses coûts de contrôle sont limités.

Les estimations du coût du fonctionnement du dispositif des mesures agri-environnementales européennes montrent que ces instruments sont très coûteux (Falconer et Withby, 1999 ; Falconer, Dupraz et Withby, 2001). Pour 1€ versé aux agriculteurs dans le cadre de ce dispositif, 1€ doit être dépensé par les institutions en charge de ces mesures (ou l'agriculteur lui-même).¹⁰⁴ Falconer, Dupraz et Withby (2001) montrent cependant que les coûts administratifs de ces mesures pourraient diminuer en exploitant des rendements d'échelle. Actuellement, les institutions européennes ont à gérer l'administration de centaines de contrats différents, chacun d'entre eux ne concernant qu'un nombre

¹⁰³ Cette présentation s'inspire de celles de Falconer et Withby (1999) et Bonnieux et Dupraz (1999).

¹⁰⁴ On peut objecter ici que ces coûts peuvent être à l'origine d'emplois. Cet argument n'a pas grand sens dans la mesure où l'objet de cette partie est justement de montrer qu'une grande partie de ces coûts pourraient être éliminés par un choix de mesures de régulation plus judicieux. L'argent dépensé de cette manière pourrait donc être employé de manière beaucoup plus pertinente, ne serait-ce que pour le financement d'emplois beaucoup plus utiles pour la société.

limité d'agriculteurs. Un nombre plus important d'adoptants et une gamme plus réduite de contrats permettrait de répartir certains coûts fixes. De même, ces contrats sont relativement nouveaux, une période d'apprentissage est certainement nécessaire pour une gestion efficace de leur administration (par les institutions concernés et les agriculteurs). Une plus grande expérience de ces contrats permettrait de réduire certains coûts.

Tableau 4.1. Coûts administratifs de mise en œuvre des instruments de régulation

Coûts	Taxation		Subventions		Quotas	
	Niveau agrégé	Déterminants des coûts	Niveau agrégé (si majorité d'adoptants)	Déterminants des coûts	Niveau agrégé	Déterminants des coûts
Expertise pour élaboration (régulateur)	+	Nombre de pesticides	+++	Nombre de contrats, leur nature, de zones « sensibles »	++	Nombre de zones « sensibles », de pesticides
Négociation pour élaboration (régulateur):	++	Nombre de pesticides. Niveau de la taxe	++	Nombre de contrats, leur nature, de zones « sensibles »	++	Nombre de zones « sensibles », de pesticides. Niveau des quotas
Evaluation et suivi de la conformité						
Pour le régulateur	++	Nombre d'exploitations	+	Nombre d'exploitations hors dispositif	+	Nombre d'exploitations
Pour les agriculteurs	Si enquête	(Enquêtes pour utilisation des pesticides et modification de pratiques)	Si enquête	(Les pratiques et les utilisations de pesticides des exploitations dans le dispositif déjà connues)	Si enquête	(Enquêtes pour modification de pratiques uniquement, utilisations réglementées)
Coûts administratifs						
Pour le régulateur	+(+)	Nombre de pesticides, d'importateurs et producteurs, (Calcul et gestion du système de compensation)	++	Nombre de mesures, d'exploitations dans le dispositif	+++	Nombre d'exploitants, de pesticides
Pour les agriculteurs			+	Nature des mesures adoptées	+	Systèmes de production
Pour les importateurs/producteurs	+	Nombre de pesticides				
Pour les vendeurs					+	Nombre de pesticides, nombre d'exploitants
Coût du contrôle	+	Nombre de pesticides, d'importateurs, producteurs. Frontières	++	Nombre de mesures, nombre d'exploitations dans le dispositif	++	Nombre de vendeurs et d'exploitations, nombre de pesticides. Frontières

4.3.3. L'arbitrage entre les coûts administratifs et la précision d'intervention de la régulation

La combinaison d'instruments de la politique proposée permet, tout au moins dans une certaine mesure, d'éviter l'arbitrage lié à l'utilisation d'un seul type d'instrument (taxation uniforme, système de quotas ou subventions pour l'emploi de pratiques respectueuses de l'environnement). Combiner ces instruments de manière à exploiter les qualités respectives de chacun d'entre eux est le premier avantage de cette politique.

4.3.3.1. Taxes et coûts administratifs

Du point de vue des coûts administratifs, la politique de taxation est intéressante en tant qu'instrument à mettre en place à grande échelle. Cet instrument doit être utilisé pour atteindre les objectifs fixés *a minima* de réduction de l'utilisation des pesticides car il est dans ce cas le moins coûteux à mettre en place. Les autres instruments devant intervenir lorsque des objectifs plus ambitieux doivent être atteints.

Cet avantage des taxes est renforcé par le fait que les taxes peuvent facilement être différenciées selon le niveau de toxicité des pesticides, voire en fonction des cultures considérées.

4.3.3.2. Le rôle des approches réglementaires

L'étude des coûts administratifs des mesures menée ci-dessus montre que le système de quotas est très coûteux à gérer. Il nécessite beaucoup de transferts d'informations entre les agriculteurs, les vendeurs de pesticides et le régulateur.

Appliqué globalement, un système de quotas s'expose éventuellement à des problèmes d'échanges de pesticides entre agriculteurs. Cette pratique est très difficile (donc très coûteuse) à contrôler. Le contrôle *ex ante* du quota est quasiment impossible : un agriculteur soumis à des quotas très contraignants de pesticides peut acheter des pesticides à un agriculteur moins contraint par ses quotas. De même, *ex post* s'il est relativement aisé de contrôler (après application) que les pesticides ont été appliqués en respectant le quota fixé.

Souvent cette pratique ne pose pas de problème en soi, elle peut même être gage d'efficacité. Cette propriété des quotas échangeables s'applique dans le cas des pollutions ambiantes (gaz à effets de serre, ...). Dans ce cas, l'identité et la localisation de ceux qui réduisent leurs émissions importent peu pourvu que le niveau de concentration ambiante des polluantes soit réduit.

Dans le cas des pesticides, cette propriété ne s'applique pas ou peu. Les effets des pollutions par les pesticides sur l'environnement sont localisés. De même, les effets des pollutions par les pesticides sur la santé humaine passent par leur concentration sur les produits traités. Dans les deux cas, les efforts de réduction des pollutions d'un agriculteur compensent difficilement le déficit d'efforts d'un autre.

La question sous-jacente ici est celle de la corrélation entre les besoins des cultures en protection phytosanitaire et les effets négatifs des pesticides (Just and Antle, 1990).

Pourtant, la réglementation est *a priori* intéressante dans deux cas spécifiques. Le premier concerne la protection de zones très sensibles aux pesticides, le second concerne le dispositif des bandes enherbées pour le contrôle des transferts des pesticides (voire des éléments fertilisants).

Le dispositif des bandes enherbées pourrait être généralisé à toute parcelle en bordure d'une zone à protéger, quelle que soit la culture considérée. Cette mesure a l'avantage d'être facilement contrôlable, contrairement aux normes actuelles sur l'étendue de la pulvérisation des pesticides, et d'être incitative. Les agriculteurs n'ont aucun intérêt à gaspiller des pesticides (ou des engrais d'ailleurs) sur des bandes enherbées.

Ensuite, dans les zones de grande dimension déclarées sensibles à l'utilisation des pesticides, des dispositifs réglementaires peuvent être mis en place. Cependant, dans ce cas une logique du « tout ou

rien » doit être privilégiée. En effet, un système de quotas est facilement contourné s'il n'est appliqué que localement : un agriculteur soumis à des quotas de pesticides peut acheter des pesticides à un agriculteur non soumis à des quotas. *Ex post* s'il est relativement aisé de contrôler (après application) qu'aucun pesticide n'a été utilisé, il est plus difficile de contrôler que les pesticides ont été utilisés dans le respect du quota.¹⁰⁵

Dans le cas des approches réglementaires, il est essentiel que le respect de la norme ou de la règle puisse être facilement vérifié. La vérification du respect de la règle est relativement facile et peu coûteux dans le cas des bandes et dans le cas de l'interdiction de l'utilisation des pesticides.

4.3.3.3. *Le rôle des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides*

Etant donné leur coût de mise en œuvre, les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides ne peuvent être mises en œuvre à grande échelle. En outre, même si ces instruments autorisent potentiellement une précision d'intervention très importante, les économistes plaident généralement contre l'utilisation des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides puisque ces instruments de régulation peuvent souvent être avantageusement remplacés par des instruments ayant de meilleures propriétés incitatives, notamment dans une optique de long terme.

Cependant, ces instruments (et leurs dérivés) peuvent être intéressants lorsqu'il s'agit d'intervenir à une échelle limitée, par exemple au niveau d'un bassin versant ou d'un secteur.

Des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides peuvent être utilisées par un régulateur qui désire réduire la concentration des pesticides dans un cours d'eau. Dans une logique de recherche d'efficacité économique, le régulateur peut proposer des contrats d'utilisation de pratiques économes en pesticides aux agriculteurs ayant leur exploitation dans le bassin versant concerné.

S'il suffit qu'un faible nombre d'agriculteurs accepte le contrat pour que la concentration des pesticides soit conforme aux objectifs du régulateur, alors cette approche offre un bon compromis coût/efficacité.

S'il est nécessaire qu'un nombre important d'agriculteurs accepte le contrat pour atteindre l'objectif du régulateur (ce qui est le cas lorsque l'objectif à atteindre est ambitieux), alors il est peut-être plus intéressant d'utiliser une approche réglementaire (comme une interdiction de l'utilisation des pesticides).

Par ailleurs, il est évident que si toutes les régions d'un pays sont dans cette situation, il est préférable de commencer par instaurer des taxes sur les pesticides à l'échelle du pays. Si le niveau de ces taxes est correctement choisi, le problème des pollutions est résolu pour les régions les moins sensibles aux pollutions par les pesticides. Il suffit alors de compléter les effets de la taxation par des mesures locales, réglementaires ou contractuelles. La mise en œuvre de ces mesures locales est d'autant moins coûteuse que la taxation incite déjà les agriculteurs à utiliser des pratiques économes en pesticides.

¹⁰⁵ Ce problème se retrouve dans le cas des subventions pour utilisation des pratiques économes en pesticides.

4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides

Le problème du contrôle de la régulation par les quantités ou par les techniques de production est en fait un des principaux arguments des économistes en faveur de l'utilisation de taxes (ou plus généralement d'instruments agissant sur les prix) pour la régulation des pollutions (Stavins, 2003). Mais cet argument est loin d'être le seul comme le montre cette section.

Dans un contexte général de réduction de la charge fiscale, instaurer des taxes supplémentaires peut être mal perçu. C'est pourquoi nous débutons notre argumentation par les principales critiques formulées à l'encontre de cet instrument d'incitation économique.

4.4.1. Les principales critiques des taxes et leurs limites

L'utilisation des mécanismes réglementaires a été jusqu'à présent privilégiée dans le domaine de l'environnement.¹⁰⁶ Les arguments avancés en défaveur de la taxation sont 1) le coût de la taxation (pour l'agent utilisateur de l'intrant taxé) et 2) la faible efficacité de la taxation. Ces arguments, s'il sont parfois pertinents, doivent être relativisés, tout au moins dans une large mesure. Nous reprenons ici ces arguments dans le cadre d'une comparaison des effets des taxes sur les pesticides, des quotas de pesticides et des subventions pour « bonnes pratiques » et illustrons leurs limites.

4.4.1.1. La taxe n'est pas une punition

Pour être en accord avec la législation de l'Union Européenne, les mesures générales de régulation d'une pollution doivent respecter le principe pollueur-payeur qui veut que la charge financière liée aux mesures de correction des effets de la pollution ou de diminution des niveaux de pollutions soit supportée par l'émetteur de la pollution. Une taxe sur les pesticides serait donc conforme à la législation européenne.

La théorie micro-économique des problèmes de pollution met en avant l'intérêt des taxes sur les émissions polluantes depuis l'analyse fondatrice de Pigou (*e.g.* Laffont, 1991b). L'argument économique principal en leur faveur est que lorsque ces taxes sont équivalentes au coût marginal des dommages engendrés par les émissions polluantes (*i.e.*, elle sont optimales du point de vue de leur efficacité économique)¹⁰⁷, elles envoient un signal aux secteurs producteurs d'émissions polluantes similaire à celui envoyé par un prix. Dans cette logique, une taxe sur le prix des pesticides est un signal mis en place par l'Etat pour indiquer aux producteurs et utilisateurs de cet intrant que la société désire réduire les dommages qu'il génère.

Selon la même logique, les agriculteurs peuvent recevoir des compensations financières visant à diminuer l'effet négatif des taxes sur leur revenu. Cette compensation est rendue possible ici pour deux raisons. Tout d'abord la PAC assure de plus en plus le soutien au secteur agricole *via* le versement d'aides directes similaires à des compensations. Ensuite, et peut-être surtout, le but de la taxation n'est pas de lever des fonds mais d'envoyer un signal aux producteurs et utilisateurs de pesticides. Si le but de ces taxes était effectivement de lever des fonds, voire de « punir » les agriculteurs, ces compensations n'auraient évidemment aucun sens.

La logique de la mise en place d'une taxe n'est donc pas de faire payer aux pollueurs le prix de leur pollution. La taxe n'est pas une punition, c'est un instrument souple d'incitation à la réduction des émissions polluantes. Une taxe sur les pesticides est d'abord mise en place pour modifier le comportement des agriculteurs dans le sens d'une meilleure utilisation de ces intrants.

¹⁰⁶ Le recours à des systèmes de taxation (voire de marchés de droits à polluer) tend néanmoins à se développer, ou tout au moins, est de plus en plus envisagé (Oates and Portney, 2003 ; Stavins, 2003).

¹⁰⁷ Voir la partie 1.

De même, le coût de la taxation des pesticides n'est *in fine* pas supporté uniquement par les seuls utilisateurs de pesticides. Une taxe sur les pesticides tend à réduire le revenu des producteurs, distributeurs et utilisateurs de pesticides et tend à accroître le prix des biens agricoles, ce qui réduit les profits des entreprises utilisant ces biens et tend à réduire le pouvoir d'achat des consommateurs. L'effet de la régulation sur le prix des biens agricoles dépend des importations en provenance de pays tiers. Dans le cas d'une régulation à l'échelle de la France, l'accroissement du prix des produits végétaux seraient vraisemblablement limité en raison des possibilités d'importation en provenance des autres Etats-membres de l'UE.

Trop souvent, l'application du principe pollueur-payeur est synonyme de politique de taxation. S'il est évident qu'une taxe assise sur le niveau d'émission polluante est directement payée par les pollueurs, toute autre mesure visant à modifier le comportement des pollueurs est également coûteuse pour ces derniers. Imposer des normes strictes sur l'utilisation des pesticides est coûteux pour un agriculteur puisque cela le contraint à diminuer son niveau de production à un niveau sous-optimal du point de vue de son revenu. Autrement dit, toute mesure imposant une réduction de l'utilisation de pesticides aux agriculteurs tend à diminuer le revenu qu'ils retirent de leur activité agricole.¹⁰⁸

4.4.1.2. L'efficacité de la taxation

Les arguments à l'encontre de la taxe sont généralement la prise en charge d'une partie de la taxe par les producteurs ou distributeurs de pesticides et le succès limité des expériences passées.

La prise en charge d'une partie de la taxe par le secteur amont diminue effectivement l'effet incitatif des politiques de taxation au niveau des agriculteurs. Cependant cet argument rappelle une propriété importante d'une politique de taxation : son impact potentiel sur le secteur de l'offre des produits, secteur également en partie responsable des pollutions.

En outre, cet argument montre également que l'argument de la faible élasticité-prix propre de la demande des pesticides des agriculteurs est de portée limitée (argument développé dans la partie 2). En effet, pourquoi les producteurs et distributeurs prendraient en charge une partie de la taxe si cette taxe n'avait pas d'effet sur la demande de pesticides des agriculteurs ?¹⁰⁹

De même, il est admis que le niveau des taxes utilisées dans le domaine des pollutions est généralement trop bas pour obtenir un effet significatif (Stavins, 2003). Celui des pesticides n'échappe pas à cette critique (Ekins and Speck, 1999), le Danemark et la Norvège, voire la Suède, faisant figure d'exceptions.

En fait il convient de distinguer les taxes mises en place dans l'optique d'inciter à des pratiques moins polluantes, de celles prélevées dans l'optique d'une levée de fonds publics. Dans le domaine de l'environnement, les redevances utilisées dans l'Union Européenne et plus particulièrement en France semblent relever de ce dernier principe (Stavins, 2003 ; Ekins and Speck, 1999). D'un point de vue micro-économique l'effet essentiel de la taxe est un effet incitatif qui ne peut être obtenu que si le taux de taxation est suffisant.

Une taxe (au sens fiscal du terme) doit être préférée à une redevance. Le produit d'une taxe peut *in fine* être utilisé au bénéfice des pollueurs. De plus, lorsque le montant d'une redevance est négocié, il est plus facile pour les agents qui la subiraient de déplacer la discussion de son caractère incitatif vers son utilisation. Il suffit alors de diminuer le coût des mesures à financer pour minimiser le niveau de la redevance.¹¹⁰

¹⁰⁸ Revenu hors subventions.

¹⁰⁹ Cette relation entre les prix et l'élasticité de la demande de pesticides pose par ailleurs le problème de la concurrence pour l'offre et la distribution des pesticides.

¹¹⁰ La dimension d'économie politique, *i.e.* l'étude des décisions prises par les pouvoirs publics, ne sera pas évoquée ici. Oates et Portney (2003) montrent, à partir d'une revue de littérature étendue, que dans le cas des politiques environnementales l'effet des groupes de pression est essentiel pour comprendre les instruments mis en place. Les pesticides n'échappent pas à cette règle comme le montrent les travaux de Cropper *et al.* (1992a, 1992b) pour les Etats-Unis et Nadai (1996) pour l'Europe.

La taxation est parfois décriée même par les membres de la société les plus désireux de diminuer les niveaux de pollution (Lichtenberg, 2004 ; Hahn et Stavins, 1992). En dehors des débats idéologiques entourant l'utilisation des instruments de régulation agissant sur les marchés (marchandisation de l'environnement, ...), la taxation n'est parfois pas jugée assez coercitive dans le sens où, contrairement à une approche réglementaire, elle ne garantit pas un niveau de pollution donnée. Cet argument est à relativiser sur deux points. D'une part, le fait que la taxation, contrairement à l'approche réglementaire, laisse beaucoup de flexibilité aux agents régulés est un argument essentiel en faveur de l'utilisation de cet instrument de régulation. D'autre part la réduction des niveaux de pollution dépend des niveaux de taxation utilisés.

4.4.1.3. Le coût de la taxation pour les secteurs régulés (hors coûts administratifs)

Lorsque les taxes, les quotas ou les subventions pour bonnes pratiques incitent les agriculteurs à employer des quantités de pesticides égales aux objectifs définis, il est évident que l'objectif environnemental est atteint.

Mais si dans le cas de la politique de taxation et de la politique de quotas le coût de la réduction des utilisations de pesticides est essentiellement supporté par les agriculteurs, dans le cas de la politique de subvention le coût de la réduction est à la charge du budget de l'Etat.

La question soulevée est celle des transferts monétaires d'un secteur à l'autre, la politique de taxation opère un transfert des agriculteurs vers le budget de l'Etat alors que la politique de subventions opère un transfert du budget de l'Etat vers les agriculteurs. La question de ces transferts est plus de nature politique qu'économique. En effet, si la politique de taxation est jugée trop coûteuse pour le revenu des agriculteurs, alors une solution consiste simplement à opérer des transferts en faveur du revenu des agriculteurs. Cette solution a déjà été adoptée pour les grandes cultures dans le cadre de la PAC.

Cette analyse des principaux arguments à l'encontre de la taxation des pesticides met en évidence les principaux critères de comparaison des instruments de régulation des pollutions :

- *Coût administratif.* Ce coût est souvent négligé en théorie, mais s'avère décisif en pratique comme cela est montré ici. De manière générale, plus un instrument est individualisé et nécessite de contrôles, plus il est coûteux et moins il doit être utilisé à grande échelle. C'est là un des principaux intérêts de la taxation.
- *Effets de long terme.* Si les différents instruments de régulation permettent tous d'atteindre les objectifs environnementaux fixés à un horizon donné, le fait qu'ils reposent sur des mécanismes différents entraîne qu'ils ont des effets différents à long terme. Dans une logique de long terme, la taxation est supérieure aux autres instruments du point de vue de l'efficacité économique. Cet instrument est à l'origine d'effets incitatifs de long terme pour la réduction de l'utilisation des pesticides, en tous cas plus que les autres instruments.
- *Flexibilité.* Les différents instruments utilisés laissent plus ou moins de flexibilité aux agriculteurs dans le choix des solutions à adopter pour réduire l'utilisation des pesticides. C'est là un autre intérêt de la taxation. Cet instrument laisse toute latitude aux agriculteurs par rapport aux choix des méthodes qu'il emploie pour réduire ses utilisations de pesticides. Dans cette logique, les autres instruments sont plus coercitifs. Ils ne sont garants d'efficacité (à court terme) que s'ils sont très bien élaborés et tendent à « figer » le comportement des agriculteurs.
- *Transferts induits.* Ces transferts induits par les différents instruments de régulation de l'utilisation des pesticides conditionnent dans une large mesure l'acceptabilité des instruments par les différentes catégories d'acteurs. Cette question sera spécifiquement abordée à la fin de cette partie.

4.4.2. Les avantages des taxes sur les pesticides

Lors de la présentation de la notion d'élasticité-prix propre des pesticides, il a été montré que cette élasticité dépend essentiellement des possibilités d'ajustement des agriculteurs et du contexte économique. En ce sens, cette élasticité est autant une mesure de la réaction de l'utilisation des pesticides à une possible taxe sur ces intrants qu'un résumé des possibilités d'adaptation des agriculteurs à des mesures visant à modifier l'utilisation des pesticides dans un contexte économique donné.

Ceci permet de rappeler que toute mesure d'incitation pour la réduction de l'utilisation des pesticides peut et doit agir sur deux leviers, de préférence simultanément :

- un levier direct : accroître le coût relatif d'utilisation des pesticides ou introduire des limites réglementaires à cette utilisation

et :

- un levier indirect : diminuer le coût relatif de l'utilisation des alternatives aux pesticides ou introduire des instruments réglementaires visant à accroître cette utilisation.

La taxation des pesticides permet d'accroître directement le coût relatif de l'utilisation de ces intrants. Dans l'optique d'une réduction de l'utilisation des pesticides c'est aussi son principal avantage. En effet, c'est parce qu'elle diminue de manière directe l'intérêt de l'utilisation des pesticides pour les agriculteurs que la taxe a de bonnes propriétés en tant qu'instrument de régulation. De plus un système de taxation a l'avantage de générer des ressources budgétaires.

4.4.2.1. Le revenu de la taxe

Une taxe a toujours deux effets : i) selon un mécanisme d'incitation, la taxe permet de réduire les émissions polluantes et ii) selon un mécanisme budgétaire, la taxe génère un revenu que l'Etat peut choisir d'utiliser à sa discrétion. Il n'y a *a priori* aucun argument d'efficacité économique qui montre que le produit de la taxe doit nécessairement être utilisé pour le financement de mesures mises en place au niveau du secteur taxé. Il est cependant évident que le retour du produit de la taxe vers le secteur sur lequel elle est prélevée facilite la mise en place de la taxation au niveau politique (Stavins, 2003 ; Ekins and Speck, 1999).

L'idée du double-dividende des taxes est souvent invoqué pour plaider en faveur de la mise en place des systèmes de taxation. Cet argument doit cependant être utilisé avec précaution. L'effet double dividende a en effet un sens très précis dans la théorie économique. L'effet double dividende d'une taxe environnementale existe réellement si deux conditions sont satisfaites : si la taxe permet de résoudre le problème environnemental et si le revenu de la taxe peut être employé pour corriger d'autres distorsions déjà présentes dans l'économie. En fait, pour générer un réel effet double-dividende le produit de la taxe doit être utilisé pour corriger les défaillances du fonctionnement de l'économie qui ne pourraient être corrigées autrement. Dans ce sens précis, l'effet double-dividende d'une taxe sur les pesticides n'est pas automatiquement garanti. La logique de l'effet double dividende de la taxe dépasse la simple logique budgétaire.

Bovenberg et Goulder (2002) montrent que les conditions de l'existence de ce double dividende sont difficilement réunies dans une économie qui fonctionnerait « correctement ». Selon ces auteurs, l'effet double dividende peut apparaître en réalité lorsque la mise en place de la politique environnementale est associée à la correction d'inefficacités majeures d'autres politiques. Dans cette optique, la remise à plat de l'instrumentation de la PAC qui pourrait être induite par la prise en compte des pollutions d'origine agricole pourrait être à l'origine d'une forme d'effet double dividende. Le double dividende

lié une taxation des intrants agricoles polluants est ici relatif à la réforme éventuelle de la PAC et non à l'utilisation du revenu des taxes.

4.4.2.2. La taxe comme instrument de régulation de la qualité des pesticides

Le principe de la taxation optimale lie explicitement le niveau de la taxe à la valeur des dommages engendrés par les émissions polluantes. Or, dans le cas des pesticides les dommages dépendent des produits utilisés. Le principe des objectifs modulés en fonction des dommages créés appuie donc la mise en place de taxes différenciées selon les niveaux de toxicité/écotoxicité des pesticides, ce qui s'avère relativement aisé. Cette différenciation des niveaux de taxation a deux effets : elle permet d'orienter en même temps les choix des agriculteurs et des producteurs de pesticides vers l'utilisation et la production des pesticides les plus inoffensifs.

4.4.2.3. Régulation et flexibilité des choix des agriculteurs

Un des principaux enjeux de la mise en place de mesures de régulation des pollutions est que les politiques adoptées ne surdéterminent pas les choix des agriculteurs. Par exemple l'instauration de normes telles que des quotas d'utilisation de pesticides tend à figer les comportements des agriculteurs. L'utilisation des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides pose de ce point de vue des problèmes de même nature.

Une des principales caractéristiques de l'activité agricole, et de la protection phytosanitaire en particulier, est sa complexité. D'une part, l'agriculture consiste à gérer un écosystème agronomique complexe comme en témoigne l'utilisation des rotations culturales pour la gestion inter-annuelle de la fertilisation ou pour la lutte contre les ennemis des cultures. D'autre part, la production agricole est soumise à des aléas climatiques et biologiques auxquels l'agriculteur tente de s'adapter pour protéger ses cultures ou organiser ses plans de fertilisation. Le faible rapport des prix des intrants chimiques aux prix des produits explique l'utilisation de pratiques agricoles intensives relativement simples à mettre en œuvre.

Dans ce contexte, instaurer des normes d'utilisation des pesticides paraît peu approprié, sauf à n'autoriser l'utilisation des produits phytosanitaires que sur prescription d'un expert indépendant, *i.e.* un « médecin » des cultures (Carpentier, 1995 et 1996). Préconiser une telle mesure est illusoire politiquement et absurde parce que les agriculteurs ont l'expérience de leurs sites de production. Il est plus judicieux d'aider les agriculteurs à mieux ajuster leurs pratiques (formation et conseil) que d'essayer de remplacer leur connaissance de leur exploitation par les connaissances nécessairement partielles d'un expert.

Les mêmes critiques s'appliquent aux politiques de subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides.

La taxation des pesticides permet la mise en place d'incitation laissant toute liberté aux agriculteurs dans leurs choix. Les taxes différenciées selon la toxicité des produits permettraient d'orienter les choix des agriculteurs vers les produits les moins nocifs ce qui a également un effet sur l'offre de pesticides.

La flexibilité des choix est prépondérante pour l'analyse des effets de moyen-long terme des taxes.

4.4.2.3. Les effets incitatifs de moyen-long terme des taxes et leur complémentarité avec les autres mesures envisagées

Il est souvent avancé que la stimulation de l'utilisation d'alternatives aux pesticides chimiques permettrait de résoudre en partie les problèmes de pollution par ces produits. Mais ces changements techniques sont essentiellement des objectifs de moyen voire long terme. La maîtrise technique de ces techniques repose sur des compétences agronomiques importantes et plus précisément sur du travail

qualifié. De plus, les alternatives aux pesticides sont seulement en cours de développement pour beaucoup de cultures.

Cependant, même dans cette optique la taxation des pesticides peut jouer un rôle important. En effet, une des principales explications de l'insuffisance des innovations concernant les pratiques économes en pesticides et de leur adoption est la rentabilité de la lutte chimique préventive. Dans ce contexte, la politique de taxation pousse à son terme la logique de signal-prix. Non seulement elle modifie les décisions de court terme des agriculteurs mais elle a aussi un impact sur les choix de production et les assolements en modifiant la rentabilité relative des différentes cultures.

En outre, et c'est là un point essentiel, elle crée une demande forte de la part des agriculteurs :

- pour des alternatives aux pesticides (semences résistantes ; méthodes de protection raisonnée, intégrée ou biologique ; ... ; méthodes de production intégrée)

et :

- pour du conseil ou des formations spécifiques.

En ce sens, la taxation est complémentaire des autres mesures pouvant être mises en place pour la réduction de l'utilisation des pesticides. Parmi ces mesures, citons le financement de la recherche et du développement de méthodes alternatives à la lutte chimique (Aldy, Hrubovcak and Vasavada, 1998), la formation des agriculteurs et la réforme des services de l'Etat de conseil aux agriculteurs (Snapp, Blackie and Donovan, 2003).

De fait, des pesticides chimiques à prix élevés seraient à l'origine d'une demande en terme de méthodes de protection phytosanitaire alternative à la lutte chimique systématique et, par conséquent, de conseil et de formation dans ce domaine. Bien entendu, cette demande devrait stimuler les secteurs amonts de l'agriculture. En Amérique du Nord, un marché des diagnostics de l'état sanitaire des cultures existe déjà. Cette logique va au-delà celle évoquée plus haut de l'adoption des pratiques existantes, elle considère la création de nouveaux marchés et l'induction d'innovations techniques (Hayami et Ruttan, 1985 et 1998).

Les effets incitatifs de long terme sont importants pour comparer les différents instruments de régulation. Dès lors qu'un instrument visant à réduire l'utilisation de pesticides est en place, taxe ou norme, l'emploi de méthodes alternatives de protection/production est favorisé. Le coût réel ou virtuel des pesticides de synthèse augmentant, les agriculteurs seront incités à adopter des pratiques économisant ces intrants.

En ce sens, les politiques visant directement à l'utilisation des pesticides chimiques et celles favorisant l'utilisation de leurs alternatives moins polluantes doivent être vues comme des politiques complémentaires.

Les normes d'utilisation d'intrants ou de technologie sont peu incitatives à long terme puisque rien ne pousse à aller au-delà de la mise en conformité. Les taxes à l'inverse génèrent une incitation constante à la réduction de l'utilisation des pesticides.

L'instrument de régulation le plus critiqué eu égard à ses effets de long terme est la subvention à l'utilisation de pratiques peu polluantes. Comme dans le cas des instruments de type réglementaire, l'effet incitatif des subventions se limite à l'utilisation des pratiques subventionnées. Dès que ces pratiques sont utilisées, les subventions n'ont plus d'intérêt. Ensuite, cet instrument ne génère pas d'incitations à innover en terme de pratiques économes en pesticides puisque les pratiques subventionnées sont prédéfinies (Jaffe, Newell et Stavins, 2002 et 2003). Seules les pratiques facilement vérifiables peuvent faire l'objet de subventions pour utilisations, ce qui limite de fait des pratiques potentiellement utilisables.

Enfin, les subventions peuvent avoir des effets néfastes à long terme. L'idée est ici que les subventions favorisent la rentabilité du secteur aidé. Cet effet peut se traduire par un développement du secteur qui, à terme, peut générer plus de pollutions que dans la situation initiale. Cette situation

peut survenir lorsque les entrants dans le secteur ont eux aussi droit aux subventions (Stoneman et David, 1986).¹¹¹

Là encore, il convient de noter que les subventions étudiées sont les subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides et non les subventions pour adoption de ces pratiques. Les subventions pour adoption sont temporaires et visent accélérer la diffusion de pratiques qui seront rentables pour les agriculteurs dès qu'elles seront maîtrisées (voir partie 3). Les subventions pour utilisation incitent à l'utilisation de pratiques par ailleurs non rentables pour les agriculteurs.

De fait, la taxation des pesticides tend à rendre inutile le premier type de subvention. En effet, le prix des pesticides augmentant, les pratiques économes en pesticides deviennent de plus en plus rentables et les agriculteurs souhaiteront de plus en plus les adopter.

Il est également important de noter que cet effet incitatif de la taxation est (tout au moins à moyen terme) indépendant des compensations versées pour amortir les effets de la taxation sur le revenu des agriculteurs.

4.4.3. Un exemple : taxes, subventions, conseil et régulation des pollutions par les pesticides dans une optique de long terme

L'exemple considéré

Afin d'illustrer les mécanismes discutés précédemment, nous considérons ici l'exemple d'un agriculteur qui produit un bien agricole à partir de deux intrants : des pesticides chimiques (en quantité x) et d'autres intrants : engrais, semences, ... (en quantité z). Les niveaux de rendement par unité de surface (noté y) qu'il obtient en utilisant le pesticide sont donnés par la fonction de production $f(\cdot)$:

$$(1) \quad y = f(x, z) \text{ avec } \frac{\partial f(x, z)}{\partial x} > 0, \frac{\partial f(x, z)}{\partial z} > 0 \text{ et } \frac{\partial^2 f(x, z)}{\partial x \partial z} > 0,$$

où $f(\cdot)$ est strictement concave et de classe C^2 pour tous niveaux positifs ou nuls de x et z .

La dernière inégalité de l'équation (1) indique que x et z sont coopérants au sens de Rader, ce qui est conforme aux propriétés agronomiques des intrants considérés : l'utilisation de pesticides accroît la productivité marginale des engrais et réciproquement (voir, e.g., Carpentier, Guyomard et Le Mouël, 1998).

Le bien agricole est vendu au prix p , le pesticide est acheté au prix w et les autres intrants au prix v .

Lorsqu'il cherche à optimiser son revenu, l'agriculteur résout le programme suivant :

$$(2) \quad \underset{x, z}{\text{Max}} [pf(x, z) - wx - vz].$$

Soient $x_{LT}(w, v, p)$, resp. $z_{LT}(w, v, p)$ les fonctions de demande des pesticides, resp. des autres intrants et $\pi_{LT}(w, v, p)$ la fonction de profit de l'agriculteur. On montre que dans ce cas $x_{LT}(\cdot)$, $z_{LT}(\cdot)$ et $\pi_{LT}(\cdot)$ sont croissantes en p et décroissantes en w et v ¹¹². Afin d'éviter toute confusion dans la suite le niveau de revenu, resp. le niveau d'utilisation des pesticides, de l'agriculteur dans la situation initiale sera noté : $\pi_0 \equiv \pi_{LT}(w, v, p)$, resp. $x_0 \equiv x_{LT}(w, v, p)$.

Les objectifs de la politique de régulation

L'objectif de l'Etat est ici de réduire l'utilisation des pesticides (voire des autres intrants) au niveau \bar{x} . Cependant, étant donné que cet objectif est ambitieux compte-tenu des pratiques actuelles de

¹¹¹ Il est possible d'adapter dans le temps les normes d'utilisation des pesticides ou les subventions pour maintenir leur effets incitatifs dans le long terme. Mais cette adaptation est généralement politiquement coûteuse (Jaffee, Newell et Stavins, 2002).

¹¹² Les résultats de statique comparative utilisés ici sont présentés par Carpentier, Guyomard et Le Mouël (1998).

l'agriculteur, l'Etat choisit de raisonner en deux étapes, \bar{x} est l'objectif de long terme et \bar{x} celui de court terme. Bien entendu on a :

$$(3) \quad x_{LT}(w, v, p) \equiv x_0 > \bar{x} > \bar{x}.$$

Pour ce faire, l'Etat utilise une politique qui s'appuie essentiellement sur une taxation progressive des pesticides couplée avec une compensation (partielle) des effets de la taxe et le développement du conseil public. Cette politique sera comparée à une politique de régulation s'appuyant sur des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides.

4.4.3.1. Comportement, objectif et politique de court terme

L'agriculteur maîtrise mal les pratiques de production plus extensives de ses cultures, ne serait-ce que par manque d'expérience. Aussi, à court terme, même s'il sait que cela pourrait lui être éventuellement bénéfique, il décidera de maintenir les intrants z au niveau d'utilisation initial : $z_0 \equiv z_{LT}(w, v, p)$. Sachant cela, l'Etat fixe dans un premier temps un objectif raisonnable de réduction de l'utilisation des pesticides : \bar{x} .

La subvention pour la réduction de l'utilisation des pesticides

S'il voulait utiliser une subvention pour inciter l'agriculteur à réduire son utilisation de pesticides au niveau \bar{x} , l'Etat devrait calculer le montant minimal que l'agriculteur serait prêt à accepter pour réduire ses utilisation de pesticides à ce niveau.

Sachant que :

$$(4) \quad pf(\bar{x}, z_0) - w\bar{x} - vz_0 < \pi_0,$$

il sera nécessaire de proposer à l'agriculteur une subvention au moins égale à :

$$(5) \quad \bar{m} \equiv \pi_0 - [pf(\bar{x}, z_0) - w\bar{x} - vz_0],$$

pour l'inciter à accepter de réduire son utilisation de pesticides au niveau voulu, tout en vérifiant qu'il n'a effectivement utilisé que le niveau voulu de pesticides.

En effet, en l'absence de système de contrôle/sanction, l'agriculteur peut être incité à ne pas respecter la contrainte imposée par le contrat de subventions. S'il suit une logique purement économique, alors sans système de contrôle/sanction suffisamment dissuasif, l'objectif de court terme de l'agriculteur est d'optimiser sur x son revenu :

$$(6) \quad \underset{x}{Max} [pf(x, z_0) - wx - vz_0 + \bar{m}] \Leftrightarrow \underset{x}{Max} [pf(x, z_0) - wx].$$

L'équivalence de l'équation (6) indique simplement que la subvention \bar{m} n'a aucun impact dans ce programme (tout comme le coût des autres intrants), cette subvention est simplement une constante qui s'ajoute au revenu de l'agriculteur. La comparaison du programme de droite de l'équation et du programme (2), montre que dans ce cas l'agriculteur choisirait de simplement utiliser x_0 unités de pesticides, *i.e.* de ne pas modifier sa protection phytosanitaire puisque $z_0 \equiv z(w, v, p)$.

La taxation des pesticides pour la réduction de l'utilisation de ces intrants

Afin d'éviter les coûts de contrôle des subventions pour réduction de l'utilisation de pesticides, l'Etat décide d'utiliser une taxe \bar{t} sur l'utilisation des pesticides. Il sait que s'il utilise une taxe de niveau t , dans une logique de court terme l'agriculteur optimisera son utilisation de pesticides tout en maintenant son utilisation des autres intrants au niveau z_0 :¹¹³

$$(7) \quad \underset{x}{Max} [pf(x, z_0) - (w + t)x].$$

¹¹³ L'agriculteur continue à produire, ce que sera supposé dans toute la suite. Ceci suppose que les niveaux de taxe associés aux objectifs de l'Etat ne sont pas trop importants. Ce problème ne se pose pas dans le cas des subventions.

Ce programme d'optimisation détermine la fonction de demande de court terme de pesticides de l'agriculteur. Cette fonction est notée $x_{CT}(w+t, z_0, p)$. Cette fonction de demande naturellement décroissante en w et t puisqu'un accroissement du prix hors taxe ou du prix taxé comprise des pesticides conduit à une diminution de l'utilisation de ces intrants.¹¹⁴ Aussi, l'Etat choisit le niveau de taxe \bar{t} de telle sorte que :

$$(8) \quad x_{CT}(w+\bar{t}, z_0, p) = \bar{x}.$$

Bien entendu, le niveau de taxe \bar{t} est d'autant plus élevé que le niveau d'utilisation de pesticides à atteindre \bar{x} est faible. Si le niveau de \bar{t} a été correctement déterminé¹¹⁵, il est inutile de contrôler l'utilisation de pesticides de l'agriculteur. En effet ce niveau de taxation a été calculé de telle sorte que l'agriculteur utilisant des pesticides au prix taxé choisit de réduire son utilisation de cet intrant au niveau \bar{x} .

La fonction de profit de court terme de l'agriculteur sera notée : $\pi_{CT}(w+t, z_0, p)$, elle donne le revenu que l'agriculteur retire de son activité agricole lorsqu'il optimise ses choix de pesticides à court terme. Il est alors aisé de montrer que la taxation est moins avantageuse pour l'agriculteur puisqu'on a :

$$\pi_{CT}(w+t, z_0, p) < \pi_0,$$

π_0 par construction le revenu obtenu par l'agriculteur dans le cas de la politique de subvention.

Taxation des pesticides et soutien du revenu des agriculteurs

Si l'Etat décide également de compenser intégralement la perte de revenu de l'agriculteur, il verse alors à ce dernier le montant défini par :

$$(9a) \quad \bar{c} \equiv \pi_0 - [pf(\bar{x}, z_0) - (w+\bar{t})\bar{x} - vz_0],$$

ce qui, compte-tenu de la définition de \bar{m} (5) est équivalent à :

$$(9b) \quad \bar{c} = \bar{m} + \bar{t}\bar{x}.$$

Cette équation montre que le revenu de la taxe $\bar{t}\bar{x}$ ne permet pas de compenser intégralement le revenu de l'agriculteur. Néanmoins, si la politique de régulation est socialement acceptable, la valeur de la réduction des dommages des pollutions est supérieure à \bar{c} .

Cependant, deux autres points bien plus importants sont à noter ici.

D'une part cette compensation ne remet pas en cause l'effet de la taxation, puisque cette compensation ne modifie pas le choix de pesticides de l'agriculteur. En effet qu'il reçoive ou non une compensation, l'agriculteur optimise ses choix de pesticides selon le programme (7). Aussi, quelle que soit la compensation reçue, l'utilisation de pesticides est simplement définie par l'égalité usuelle :

$$\frac{\partial f(x_{CT}(w+\bar{t}, z_0, p))}{\partial x} = \frac{w+\bar{t}}{p}.$$

L'utilisation de pesticides est donc essentiellement déterminée par le nouveau rapport de prix des pesticides sur le prix du produit agricole, ce rapport étant en défaveur de l'utilisation des pesticides. Dans la même logique, il est possible de montrer que même avec la compensation \bar{c} , l'agriculteur ne peut maintenir son revenu à son revenu initial $\pi(w, v, p)$, tout en maintenant également son niveau d'utilisation de pesticides à son niveau initial $x(w, v, p)$, ce qu'il peut éventuellement décider de faire à très court terme. Ces remarques illustrent tout simplement l'effet incitatif engendré par la taxation des pesticides.

D'autre part, une politique associant taxation et compensation intégrale est moins coûteuse qu'une politique de subvention. En effet, dans les deux cas le régulateur doit en fait déboursier \bar{c} puisque le revenu de la taxe permet au régulateur de compléter \bar{m} à \bar{c} en utilisant le produit de la taxe $\bar{t}\bar{x}$ (égalité (8b)). La différence entre les deux politiques se fait en fait au niveau des coûts de

¹¹⁴ De même, cette demande est croissante en p et z_0 , ce qui montre qu'il est d'autant plus difficile de réduire l'utilisation des pesticides que le prix du produit agricole ou (et) que le niveau d'intensification des pratiques culturales est (sont) élevé(s).

¹¹⁵ Ce qui suppose des calculs analogues à ceux qui conduisent à la détermination de la subvention minimale \bar{m} .

contrôle/sanction. La politique de subvention est bien plus coûteuse de ce point de vue qu'une politique de taxation.

4.4.3.2. Comportement, objectif et politique de long terme

Effets incitatifs de long terme de la taxation

A plus long terme, l'agriculteur peut avoir appris à maîtriser les pratiques de production plus extensives de ses cultures, notamment grâce à la politique de conseil mise en place par l'Etat. Il décide alors naturellement d'ajuster conjointement son utilisation de pesticides et celle de ses autres intrants. Formellement, il résout alors le programme suivant :

$$(10) \quad \underset{x,z}{\text{Max}} [pf(x,z) - (w + \bar{t})x - vz] + \bar{c}.$$

Ce programme est équivalent au programme (2), à la taxe \bar{t} et à la compensation¹¹⁶ \bar{c} près. L'agriculteur choisit donc les pesticides en quantité $x_{LT}(w + \bar{t}, v, p)$ et les autres intrants en quantité $z_{LT}(w + \bar{t}, v, p)$.

Il est alors possible de montrer que :

$$(11) \quad x_{LT}(w + \bar{t}, v, p) < \bar{x} < x_0 \quad \text{et} \quad z_{LT}(w + \bar{t}, v, p) < z_0.$$

Ces inégalités indiquent que la taxe sur les pesticides tend à favoriser l'utilisation de pratiques moins intensives à long terme. En ce sens, la taxation et le développement du conseil pour les pratiques de productions moins intensives sont des mesures complémentaires pour la régulation des pollutions par les pesticides (voire pour la régulation des pollutions d'origine agricole en général).

Taxation et demande de conseil

De même, on montre que :

$$(12a) \quad \pi_0 > \pi_{LT}(w + \bar{t}, v, p) > \pi_{CT}(w + \bar{t}, z_0, p)$$

et :

$$(12b) \quad \pi_{LT}(w + \bar{t}, v, p) + \bar{c} > \pi_0.$$

La première équation montre que le revenu que l'agriculteur tire de son activité agricole augmente grâce à l'ajustement de z : $\pi_{LT}(w + \bar{t}, v, p) > \pi_{CT}(w + \bar{t}, z_0, p)$. Ceci montre d'ailleurs que, même sans compensation de revenu, l'agriculteur pourrait consentir à payer, tout au moins en partie, le conseil fourni par l'Etat. L'agriculteur est donc demandeur de conseil pour l'adoption de pratiques plus extensives suite à l'instauration de la taxe.

L'inégalité (12b) montre que si la compensation de l'effet de court terme de la taxe sur le revenu de l'agriculteur est intégrale, alors l'agriculteur bénéficie *in fine* de la politique mise en œuvre. Ceci provient simplement de ce que l'effet négatif de la taxation des pesticides sur le revenu de l'agriculteur est moins important (en valeur absolue) à long terme qu'à court terme.

Effets incitatifs de long terme de la subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides

L'effet incitatif de long terme de la subvention est bien moins important que celui de la taxe. En effet, si la subvention est mise en œuvre (avec un système de contrôle/sanction suffisamment incitatif), alors l'agriculteur continuera à utiliser la quantité de pesticides donnée par \bar{x} à long terme.¹¹⁷ Il réduira

¹¹⁶ qui n'a pas d'influence sur l'optimisation.

¹¹⁷ Puisque les pesticides sont toujours au prix w , l'agriculteur ne dépasse pas le niveau d'utilisation \bar{x} que pour bénéficier de la subvention.

simplement son utilisation des autres intrants puisque la réduction de l'utilisation des pesticides réduit la productivité marginale de ces intrants par rapport à la situation initiale.

Objectifs de long terme et progressivité de la politique mise en place

Si l'objectif de l'Etat en terme de réduction de l'utilisation des pesticides n'est toujours pas atteint, *i.e.* si $x_{LT}(w + \bar{t}, v, p) > \bar{x}$, alors il pourra choisir d'accroître le niveau de la taxe sur les pesticides au niveau \bar{t} tel que :

$$(13) \quad x_{LT}(w + \bar{t}, v, p) = \bar{x}.$$

La fonction de demande de long terme des pesticides est utilisée ici puisque l'agriculteur est maintenant conseillé (voire formé) pour l'utilisation de pratiques à bas intrants.

Atteindre l'objectif de réduction de l'utilisation des pesticides progressivement est crucial ici. En effet, le niveau de taxe nécessaire pour atteindre à court terme l'objectif de long terme \bar{x} est beaucoup plus important que \bar{t} . L'effet d'une taxe sur les pesticides sur la demande de cet intrant est toujours plus important (en valeur absolue) à long terme qu'à court terme :

$$(14) \quad x_{LT}(w + t, v, p) < x_{LT}(w + t, z_0, p), \quad \forall t > 0.$$

Le niveau de taxation pour atteindre l'objectif \bar{x} à court terme, même s'il était associé à une mesure de soutien du revenu de l'agriculteur, serait difficilement acceptable par ce dernier.

4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides

4.5.1. La procédure d'homologation des pesticides

Il est admis que les procédures de contrôle des mises en marché des produits phytosanitaires représentent l'instrument le plus efficace pour réguler l'offre des pesticides d'un point de vue qualitatif. Les arguments principaux en ce sens tiennent en deux points. Puisque les pollutions par les pesticides sont susceptibles de causer des dommages à grande échelle et irréversibles, il est justifié d'utiliser des instruments :

- imposant des limites strictes sur la nature de ces produits même si ces mesures s'avèrent coûteuses

et :

- permettant d'agir avant la mise en marché de ces produits.

Il est en effet difficile d'envisager que l'Etat n'agisse qu'après un accident grave, ne serait-ce que d'un point de vue éthique. D'un point de vue économique, la supériorité des politiques réglementaires sur les instruments économiques dans le cas de pollutions aux effets incertains et potentiellement de grande ampleur et gravité est démontrée (Weitzman, 1974).

Mis à part un renforcement des critères d'homologation, aucun autre instrument spécifique n'est réellement envisagé pour modifier la « qualité » des produits phytosanitaires mis en marché. L'autre mesure visant à inciter les producteurs de pesticides à produire des pesticides les plus inoffensifs possible est la taxe différenciée selon les caractéristiques des produits en matière de toxicité/écotoxicité. Elle est actuellement en vigueur en France sous la forme de la TGAP des pesticides, quoiqu'à des niveaux non incitatifs. Pour l'offre de pesticides, cette mesure complète l'instrument de base qui est la procédure d'homologation.

4.5.2. La procédure d'homologation et les autres instruments de régulation

Il convient de noter que l'autorisation de vente d'un produit n'exclut en aucune manière la nécessité de régulation *ex post*. La procédure d'homologation permet d'éliminer les produits les plus dangereux, elle ne doit en aucun cas être détournée pour assurer que les pesticides mis en marché sont totalement inoffensifs. Les pesticides mis en marché sont des produits dont on sait que leurs effets néfastes de court terme ne remettent pas en cause la préservation de la santé publique ou de l'environnement dans des proportions qui justifient l'interdiction de leur utilisation.

Ces remarques ont d'importantes implications pour la régulation quantitative des pesticides homologués. Ils ne sont théoriquement pas sources d'atteintes graves à l'environnement ou à la santé humaine à court terme. Il est donc possible d'utiliser des instruments plus « souples », *i.e.* moins coercitifs, pour leur régulation quantitative.

En particulier, la toxicité/écotoxicité des produits est jugée d'après les doses et fréquences d'application recommandées par les fabricants ainsi que d'après certaines recommandations spécifiques (délais minimaux d'application avant récolte, ...).

Aussi, des procédures de contrôle/sanction visant à vérifier certaines des précautions d'emploi requises (délais d'application, ...) demeurent nécessaires. De même, les instruments de régulation quantitative des pollutions par les pesticides s'avèrent complémentaires de la procédure d'homologation. Ces instruments permettent d'assurer que les hypothèses sur lesquelles se fondent les décisions de la procédure d'homologation (*i.e.*, une utilisation « raisonnable » des pesticides) sont vérifiées en réalité.

Pour conclure, il peut être utile de relever une lacune concernant la procédure d'homologation des pesticides. En effet, s'il apparaît évident que la procédure d'homologation des pesticides est nécessaire pour interdire l'usage des pesticides les plus nocifs, les critères utilisés par les comités d'homologation peuvent, dans certains cas, être discutés.

En vertu d'une certaine forme de principe de précaution, la procédure d'homologation doit privilégier les objectifs de préservation de la santé publique par rapport aux objectifs d'accroissement de l'offre ou du revenu agricole. En fait, l'attitude du comité d'homologation dans le domaine de la toxicité humaine est très prudente : les doses auxquelles les produits homologués peuvent être présents sur les produits agricoles (en condition normale d'utilisation) sont très nettement inférieures aux doses susceptibles d'avoir un impact sur la santé humaine.

Mais en matière de protection de l'environnement, la limite entre des dommages « acceptables » ou « non acceptables » pour la procédure d'homologation peut parfois paraître ténue voire subjective. Comment les comités d'homologation réalisent-ils l'arbitrage en efficacité économique et effets environnementaux d'un pesticide pratiquement inoffensif pour l'homme ? La tendance actuelle en la matière est le renforcement des critères d'homologation vis-à-vis de la toxicité vis-à-vis de l'environnement.¹¹⁸ Cette tendance est-elle justifiée ? Les travaux analysés dans la partie 1 montrent que le renforcement des critères environnementaux des procédures d'homologation tend à réduire l'offre de pesticides. Ces effets à long terme du durcissement des procédures d'homologation sur l'offre peut s'avérer problématique à long terme. Deux points, à notre avis, méritent réflexion dans ce contexte :

- Ne serait-il pas plus judicieux, tout au moins pour certains produits, d'assouplir les critères environnementaux de la procédure d'homologation si des instruments visant à limiter l'utilisation de ces produits étaient mis en place ? Cette approche aurait l'avantage de permettre aux firmes phytosanitaires de rentabiliser leurs investissements et donc de stimuler ces investissements. Elle permettrait de passer d'une logique du tout ou rien qui prédomine dans les procédures d'autorisation de mise en marché à une logique plus souple.
- Le problème-clé étant l'investissement dans la recherche de nouveaux pesticides, il peut être utile de se poser la question de la place de la recherche publique, ou tout au moins celle du financement public de la recherche, dans ce domaine, notamment pour les cultures n'offrant pas des tailles de marché suffisantes pour rentabiliser des investissements en recherche rendus de plus en plus lourds en raison du durcissement des procédures d'homologation (Carraro et Soubeyran, 1996 ; Katsoulacos et Xepapadeas, 1996).

Enfin, si des taxes incitatives différenciées devaient être mises en place sur la base de critères de toxicité/écotoxicité, il est important qu'ils soient clairement définis. En effet, avec des niveaux de taxation potentiellement importants l'enjeu de la répartition des différents pesticides dans les classes de toxicité/écotoxicité est important.

¹¹⁸ Voir, My (1991) pour la France, Cropper *et al.* (1992a, 1992b) pour les Etats-Unis et Nadai (1996) pour l'Europe.

4.6. Les instruments de régulation dans les zones « sensibles »

En théorie, plus l'instrument utilisé agit directement sur l'émission polluante, plus la politique est efficace. Dans le cas des pesticides, les relations entre leur utilisation et leurs effets sont particulièrement complexes en raison de l'hétérogénéité des mécanismes de transfert des molécules concernées et des conditions de leur dégradation. De manière à répondre à l'hétérogénéité des effets toxiques des pesticides, la taxation appliquée sur l'ensemble du territoire doit être complétée localement pour répondre à l'hétérogénéité des conflits d'usage de l'environnement ... (Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Carpentier et Mahé, 2004). Si une réduction générale de l'utilisation des pesticides est l'objectif à atteindre, cet objectif doit être renforcé dans des zones géographiques bien définies (Natura 2000, masses d'eau à protéger, ...).

Cette approche par un volet global renforcé localement permet de ne pas multiplier inutilement les mesures envisagées dans un souci de transparence de la politique et d'économie des coûts administratifs des mesures mises en place. Les instruments les plus coûteux à mettre en place ne doivent s'appliquer qu'aux cas les plus délicats, tant du point de vue de l'écologie que du point de vue du revenu des agriculteurs.

4.6.1. Zones sensibles et activité agricole

Au delà du zonage des mesures, la localisation des productions agricoles et notamment leur concentration est une donnée importante pour la régulation des pollutions. Ce point est d'autant plus crucial que les objectifs de protection de l'environnement sont ambitieux.

L'organisation en bassins de production, la spécialisation et la concentration des activités sont elles-mêmes sources de pollution. Cette répartition est le fait de l'histoire et résulte en partie des économies externes au niveau d'une filière (effets d'agglomération) et d'avantages comparatifs locaux. La concentration traduit certes une compétitivité locale, mais elle s'est aussi construite sur la sous-évaluation des problèmes environnementaux qu'il convient de gérer maintenant. La mise en œuvre effective de mesures sévères de protection de l'environnement peut se traduire par des modifications des modes de production, voire des productions dans les zones les plus sensibles, et plus particulièrement celles où la concentration d'activités polluantes est importante. Cet aspect de la régulation des pollutions s'avère délicat en terme politique mais n'en est pas moins essentiel.

La loi sur l'implantation des installations classées ou la protection des captages d'eau potable est une mesure bien acceptée visant à préserver l'environnement. Ces mesures permettent d'éviter l'implantation des activités de production jugées potentiellement dommageables à proximité de victimes potentielles. Mais elle n'a pas conduit à délocaliser les activités polluantes existantes. La réglementation peut ainsi limiter les conflits d'usage d'un site potentiel de production. L'avantage de ces mesures est qu'elles organisent *ex ante* l'implantation des activités productives. Il n'y a aucune raison *a priori* pour que les mêmes arguments ne soient pas utilisés afin de justifier l'abandon d'activités polluantes dès lors que les dommages qu'elles occasionnent dépassent un seuil inacceptable, que ces dommages soient maintenant reconnus à leur juste valeur ou, tout simplement, que la nature des conflits d'usage de l'environnement ait évolué.

4.6.2. Les mesures pouvant être mises en place en « zones sensibles »

4.6.2.1. Les mesures réglementaires

Si des zones sont très sensibles à l'utilisation des pesticides des mesures réglementaires sont à mettre en place. Cependant, la réglementation imposée doit être simple à mettre en œuvre et, en particulier, facilement vérifiable.

Par exemple, le dispositif des bandes enherbées pourrait être généralisé, sous réserve d'une bonne connaissance des dynamiques d'écoulement des eaux, à toute parcelle en bordure d'une zone à

protéger, quelle que soit la culture considérée. Le respect de cette mesure incitative est facile à contrôler.

Ensuite, dans les zones « sensibles aux pesticides » de plus grande échelle, des dispositifs réglementaires peuvent également être mis en place. Cependant, une logique du « tout ou rien » doit être privilégiée dans ce cas. En effet :

- il est généralement plus facile de contrôler l'absence d'utilisation de pesticides qu'une utilisation conforme à certains critères

et :

- les réglementations interdisant l'utilisation des pesticides peuvent être associées à des aides à l'agriculture biologique.

La mise en place de ces normes doit être progressive, par exemple à l'occasion de la cession des terres concernées. L'Etat peut même acquérir les surfaces en question et les faire exploiter selon des conditions définies par contrat (à l'image de la solution mise en œuvre par la firme Vittel SA, la municipalité de Pontivy). La progressivité de la mise en place de la réglementation peut également utiliser dans un premier temps des mesures d'incitations financières à l'utilisation de pratiques économes en pesticides, voire la mise en place de contrats spécifiques (voir section 4.9.).

4.6.2.2. Les instruments contractuels

Les subventions pour utilisation de bonnes pratiques sont un exemple des instruments contractuels pouvant être mis en œuvre pour la régulation de problèmes de pollution à une échelle limitée. Ces contrats sont l'objet de recherches actuellement en plein développement dans le domaine de la régulation des pollutions. Les travaux réalisés dans ce domaine n'ont été que peu évoqués jusqu'à présent. Etant issus de développements théoriques plutôt spécifiques, leur présentation a été regroupée dans une section spécifique, la section 4.9. Nous replaçons simplement ici ces travaux dans le cadre de ce qui a été présenté jusqu'à présent.

Schématiquement, les questions essentielles auxquelles est confronté un régulateur lorsqu'il utilise des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides sont :

- le ciblage optimal des contrats : quels agriculteurs doivent faire quoi pour atteindre l'objectif environnemental fixé au moindre coût pour le régulateur?

et :

- la forme optimale des contrats : comment spécifier les contrats à proposer aux agriculteurs de manière à ce que ces derniers adoptent les comportements qu'il est souhaitable de les voir adopter au moindre coût ?

Les récents développements de la théorie (voir section 4.9.) fournissent les grands principes permettant de répondre au mieux à ces questions dans différentes situations. Il existe des formes de contrat (parfois assez éloignés des simples subventions pour utilisation de « bonnes » pratiques) particulièrement adaptés à certains problèmes de pollution par les pesticides, que ce soit au niveau d'une petite unité géographique ou au niveau d'un secteur particulier de la production agricole.¹¹⁹

Il est important de rappeler que dans le contexte de la régulation de l'utilisation des pesticides, les instruments contractuels sont surtout utiles pour gérer les problèmes de pollution de l'environnement et non les problèmes liés à la présence de résidus de pesticides sur les produits agricoles. En effet un des principaux intérêts de ces instruments est d'adapter les objectifs fixés à chaque agriculteur ce qui suppose donc que les exigences minimales concernant la présence de résidus de pesticides sur les produits agricoles sont satisfaites.

¹¹⁹ Voir, e.g., Helfand, Berck et Maull (2003), Lichtenberg (2002) ou Chambers (2002) pour l'utilisation des mesures contractuelles pour la régulation des pollutions d'origine agricole.

Il est intéressant de remarquer que les deux questions posées précédemment sont similaires à celles auxquelles tente de répondre la politique proposée dans cette partie pour la réduction de l'utilisation des pesticides à l'échelle d'un pays. La première pose le problème du choix des objectifs de réduction de l'utilisation des pesticides. La seconde pose le problème du choix des instruments à mettre en place pour atteindre ces objectifs. Cependant l'hétérogénéité des situations à gérer à l'échelle d'un pays est trop importante pour pouvoir utiliser directement les enseignements de la théorie des contrats. En effet, bien que très générale cette théorie ne permet pas la détermination concrète d'instruments de régulation « optimaux » lorsque les situations à gérer sont hétérogènes dans un nombre de dimensions trop important.

4.6.2.3. Les instruments réglementaires et contractuels, et le dispositif des MAE co-financées par l'UE

Les mesures contractuelles sont souvent confondues avec les approches réglementaires couplées avec des dispositifs de compensation du revenu des agriculteurs. Si les subventions pour utilisations de pratiques économes en pesticides sont des instruments volontaires, *i.e.* des formes de contrats proposés par l'Etat que les agriculteurs décident ou non d'accepter, les mesures réglementaires ont un caractère obligatoire. Les agriculteurs soumis à des règles données peuvent recevoir des aides visant à compenser les effets du respect de la réglementation sur leur revenu. Mais ces compensations n'ont pas d'objectifs incitatifs, elles ont pour objectif de soutenir le revenu des agriculteurs.

Actuellement le dispositif des MAE co-financées par l'UE accueille toute mesure visant à inciter les agriculteurs à adopter des pratiques qui permettent une protection/préservation de l'environnement qui va au delà de celle permise par l'usage des « bonnes pratiques agricoles habituelles », ces dernières étant définies à une échelle régionale (EU-DGARD, 2005). Ces bonnes pratiques sont considérées comme les traductions nationales par les différents Etats-membres des objectifs environnementaux de l'UE en matière de pollutions d'origine agricole. Autant dire qu'il est actuellement possible de faire co-financer par l'UE beaucoup de mesures visant à réduire l'utilisation des pesticides.

Cet état de fait pourrait cependant être remis en cause. En vertu de l'application du principe pollueur-payeur, les agriculteurs ne devraient pas avoir droit à des aides pour se mettre en conformité avec la réglementation en vigueur (EU-DGARD, 2005). Si cette interprétation de la législation européenne devait être adoptée, un Etat-membre aurait deux options.

Soit il met en place des normes ou des règles et s'il souhaite verser des compensations aux agriculteurs, il les finance intégralement. Soit il met en place des normes très peu restrictives (même en zone potentiellement sensible) avec, en revanche, un dispositif de subvention pour utilisation de pratiques économes en pesticides. Cette approche lui permet d'obtenir un co-financement européen pour le versement des subventions. Etant donné que la seconde option est financièrement plus intéressante que la première pour les Etats-membres, l'UE pourrait finalement être amenée à financer essentiellement des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides, ... et ce en vertu de l'application du principe pollueur-payeur.

4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs

Les premières sections de cette partie ont permis de présenter une politique ambitieuse pour la régulation des pollutions par les pesticides : ses objectifs, les instruments qu'elle met en œuvre et les principaux mécanismes économiques qui fondent son intérêt.

Bien entendu, la cohérence des instruments proposés (taxes, mesures réglementaires et subventions pour adoption de bonnes pratiques) au sein de la politique de régulation proposée et vis-à-vis des autres politiques affectant le secteur agricole a déjà été abordée tout au long de cette partie. Cependant, la discussion de cette cohérence a surtout porté sur l'intérêt d'une combinaison d'instruments de régulation pour gérer un problème de pollution caractérisé par une forte hétérogénéité. Les pesticides sont nombreux et génèrent des pollutions différentes. Les sites de production agricoles sont diversement sensibles aux pollutions par les pesticides. Les différents secteurs de la production agricole sont diversement « dépendants » de l'utilisation de pesticides chimiques.

Le premier objectif de cette section est de montrer la cohérence des instruments proposés au sein de la politique de régulation proposée en détaillant les mécanismes qui illustrent leurs complémentarités.

Le second objectif de cette section est de montrer que la politique proposée peut et doit faire partie d'un ensemble cohérent de politiques de régulation des pollutions d'origine agricole en général (pesticides, fertilisants et élevage). Les pesticides sont des intrants dont il est difficile de se passer parce qu'ils sont techniquement très efficaces dans leur rôle de protection des cultures. Mais l'importance des pesticides n'est pas uniquement liée à leurs caractéristiques intrinsèques (qui sont d'ailleurs responsables des pollutions qu'il convient de réguler). Elle est également accrue par le fait que les pratiques actuelles sont dépendantes d'une protection phytosanitaire efficace. La recherche de rendements élevés, la spécialisation des exploitations, voire l'intensification des pratiques d'élevage, sont des facteurs également très importants de l'utilisation importante de pesticides.

La première sous-section présente les principaux effets de la régulation des pollutions par les pesticides sur le revenu des agriculteurs et ses composantes. En effet, une analyse détaillée de ces effets permet de mettre en évidence d'une part la cohérence des instruments de régulation proposés ici et d'autre part les éléments sur lesquels la complémentarité de la politique proposée et des politiques agri-environnementales en général peut jouer un rôle essentiel.

4.7.1. Régulation des pollutions par les pesticides : coûts de production et revenu agricole

La politique de régulation de l'utilisation des pesticides proposée impliquera vraisemblablement une hausse des coûts de production des biens agricoles par rapport à la situation actuelle. Cependant, il est *a priori* difficile d'évaluer cette hausse de coût. Des références commencent à être disponibles pour les grandes cultures (e.g., Rolland *et al.*, 2003, Nolot et Debaeke, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001), ces références sont beaucoup plus parcellaires dans les cultures spéciales (ces dernières étant très nombreuses). La discussion concernant ces coûts sera donc qualitative, sachant que les arguments techniques et agronomiques avancés ici ont été confirmés par les discussions que nous avons pu avoir avec les spécialistes (agronomes ou biologistes) du groupe d'expertise. Certains sont même directement issus de ces discussions.

En fait, deux arguments essentiels plaident en faveur d'une hausse des coûts de production. Le premier concerne évidemment les taxes sur les pesticides qui jouent en faveur de cette hausse, tout comme les mesures réglementaires de réduction de l'utilisation des pesticides.

Le second argument est lié au fait que les pratiques conventionnelles de production agricole sont encore utilisées par la majeure partie des agriculteurs. Aussi, s'il n'utilisent pas les pratiques alternatives qui ont pu leur être proposées, cela vient certainement de ce que les agriculteurs ne les trouvent pas « rentables ». La notion de « rentabilité » est ici mise entre guillemets car elle peut reposer sur des critères assez différents les uns des autres. Nous tenterons de clarifier ce point autant

que possible. Dans la même logique nous expliciterons autant que possible les coûts qui seront pris en compte et tenterons d'être aussi exhaustifs que possible. En particulier nous considérerons explicitement le coût du conseil aux agriculteurs et de la formation des agriculteurs et nous mettrons en évidence l'impact potentiel de l'attitude face au risque des agriculteurs. De même, nous distinguerons ici encore le cas des grandes cultures de celui des cultures spéciales.

4.7.2. Les pratiques économes en pesticides : avantages et contraintes

Les effets des taxes sur les pesticides seront d'autant plus importants sur le revenu agricole et/ou sur la production agricole que les agriculteurs n'ont pas d'alternatives « viables » à l'utilisation de ces produits.

Le développement de la recherche agricole, agronomique et biologique a pour but de produire ces alternatives. Des innovations sont déjà en phase de développement, notamment dans le cas des grandes cultures. D'autres sont encore à découvrir, ce qui illustre la nécessité des instruments de développement de la recherche dans ce domaine, notamment pour les cultures les moins bien loties de ce point de vue à l'heure actuelle.

La majeure partie de ces innovations semble partager trois caractéristiques essentielles que nous présentons ici au risque d'être parfois un peu caricaturaux.

4.7.2.1. Pesticides, intensification et spécialisation

Ces innovations reposent généralement sur une moindre intensification des pratiques culturales. En effet, puisqu'il est difficile de « remplacer » les pesticides par des produits ou des organismes aussi efficaces contre un problème phytosanitaire donné, il est nécessaire soit d'utiliser des résistances variétales, soit de réduire la fréquence d'apparition des problèmes phytosanitaires pour pouvoir réduire l'utilisation des pesticides sans trop pénaliser la production agricole.

Il existe divers moyens de réduire ce risque, les deux principaux (ou les deux plus simples) étant l'introduction de rotations culturales raisonnées (ce qui remet en cause la spécialisation) et la recherche d'objectifs de rendements moins élevés (moindre intensification). C'est la raison essentielle pour laquelle la régulation des pollutions par les pesticides devrait être raisonnée conjointement avec celle des autres pollutions, notamment celles des fertilisants organiques ou minéraux.

Cette caractéristique est importante en terme de coûts de production car elle implique qu'une pratique économe en pesticides est généralement une pratique économe en éléments fertilisants.

4.7.2.2. Pesticides, formation et conseil

Les pratiques de production les plus intensives s'appuient sur une élimination *ex post* des facteurs limitant de la production grâce à la protection phytosanitaire chimique, la fertilisation et l'irrigation. Afin de limiter le recours à ces intrants, les pratiques alternatives aux pratiques intensives ne cherchent pas à systématiquement éliminer les facteurs limitants de la production mais tentent soit de limiter leur apparition *ex ante*¹²⁰, soit de limiter l'utilisation des intrants polluants au minimum, *i.e.* dans une logique d'intervention raisonnée¹²¹ ou dans une logique d'agriculture de précision.¹²²

L'utilisation de ces pratiques reposent à la fois sur un travail d'adaptation des choix tactiques aux conditions de la campagne en cours et sur une connaissance du fonctionnement des écosystèmes agricoles. Si l'acquis de compétences générales en agronomie ou en biologie est une condition

¹²⁰ Précédents de cultures « nettoyantes », alternance de pesticides pour limiter l'apparition des résistances, adaptation des dates de semis, des densités des semis, préservation des auxiliaires, ...

¹²¹ Après dépistage des infestations ou évaluation des besoins, selon une prévision précise, ...

¹²² Avec du matériel adapté, utilisation d'images satellite, ...

nécessaire (capital humain) à la maîtrise de ces pratiques, cette condition n'est pas suffisante. En effet, il est nécessaire que ces pratiques soient adaptées à l'exploitation considérée (capital humain spécifique, apprentissage, expérience) et qu'un travail (main d'œuvre qualifiée) soit fourni en cours de campagne pour l'adaptation des pratiques aux conditions de l'année.

Ces caractéristiques des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles fondent l'intérêt des instruments visant à la formation des agriculteurs¹²³, au développement du conseil agricole¹²⁴ (voir partie 3) et à l'adoption de ces pratiques par les agriculteurs.

Il est important de noter ici que si la formation et le conseil agricole ont des caractéristiques qui peuvent justifier un financement public, voire une mise en place au sein du secteur public, certaines formations et certains conseils peuvent faire l'objet de marchés et donc d'une offre de la part d'entreprises privées (voir partie 3).

Aussi, en terme de coûts si la production des innovations économes en pesticides est financée par le budget de l'Etat, les coûts de formation et de conseil peuvent être en partie payés par les agriculteurs eux-mêmes. Dans certains pays où les pratiques culturales sont moins intensives qu'en France, il existe un marché privé du conseil en protection des cultures, en particulier pour ce qui concerne le dépistage des infestations. C'est le cas notamment aux Etats-Unis¹²⁵ et au Canada.

Enfin, il est à noter que l'évolution des exigences demandées en terme de formation devrait être importante pour l'évolution de la structure du secteur agricole. En effet, les agriculteurs ont des revenus de réserve d'autant plus élevés qu'ils sont mieux formés. De fait, certains prêts ou aides sont déjà plus ou moins explicitement contingents à des diplômes ou formations, mais cette évolution pourrait s'accélérer suite à la mise en place de politiques ambitieuses de régulation des pollutions d'origine agricole en général. Afin de rentabiliser leur formation, ces agriculteurs auront probablement besoin d'exploitations de taille suffisante.

4.7.2.3. Pesticides et risque de production

La fonction essentielle des pesticides est d'éliminer les dommages engendrés par les ennemis des cultures. Or par nature, les infestations des cultures sont aléatoires. Aussi, pour ce qui concerne les risques phytosanitaires, les pesticides ont un caractère contre-aléatoire qui favorise leur utilisation par des agriculteurs avertis au risque ou soumis à certaines contraintes (qualitatives ou quantitatives ; voir partie 2).

Les pratiques conventionnelles sont génératrices de risques phytosanitaires fréquents. Elles justifient donc une importante utilisation de pesticides, dans le sens où des infestations fréquentes génèrent des besoins de protection fréquents. *A contrario* les pratiques alternatives, parce qu'elles cherchent par principe à diminuer l'occurrence des infestations, génèrent des possibilités importantes d'économies de pesticides.

Mais s'il est aisé d'intervenir en cas de risque élevé d'infestation ou d'infestation avérée, il est plus difficile d'assurer qu'une intervention n'est pas utile.¹²⁶ L'utilisation de pratiques économes en pesticides peuvent donc impliquer une prise de risque (par comparaison vis-à-vis des pratiques conventionnelles), car il est impossible d'exclure la possibilité d'erreurs de diagnostic, voire l'impossibilité d'intervenir lorsque cela serait nécessaire (voir partie 3).

¹²³ Aménagement de l'enseignement agricole, financement de formations spécifiques (émanant du secteur public ou privé), aides à l'acquisition de formations payantes, ...

¹²⁴ Aide au fonctionnement des Groupes de Développements Agricoles, aides à l'acquisition de services de conseil payant (dépistage des infestations, ...).

¹²⁵ Les rendements moyens du blé tendre sont de l'ordre de 25-30 quintaux/hectare aux Etats-Unis. En 1994, un maraîcher américain utilisait en moyenne 200USD de pesticides par hectare (Fernandez-Cornejo, Beach et Huang, 1994), contre l'équivalent de 670USD en France en 1990 (Carles, 1992 ; Carles et Bonny, 1993).

¹²⁶ Là encore, les résistances variétales font figure d'exception.

Cette prise de risque génère donc des coûts de gestion spécifiques.¹²⁷ Il n'est d'ailleurs pas anodin que les Etats-Unis, un pays où les pratiques culturales sont en général beaucoup plus extensives qu'en France, aient choisi de mettre en place un système d'assurance récolte. Bien entendu, la variabilité des récoltes des agriculteurs américains due aux ennemis des cultures n'est qu'un élément de ce choix.

Le risque d'erreur importe pour des agriculteurs avertis face au risque mais il peut être difficile à accepter par les agriculteurs pour des raisons d'ordre structurel (voir partie 2). Un maraîcher ou un producteur de fruits doit « assurer » la qualité de ses produits afin de pouvoir les vendre en frais. Ce point illustre la situation particulière des cultures spéciales vis-à-vis de la protection phytosanitaire et montre l'intérêt d'instruments visant à agir sur les exigences auxquelles sont soumises ces productions.

4.7.2.4. *Un cas particulier intéressant : pesticides et élevage*

A notre connaissance, aucune étude ne traite de l'utilisation des pesticides par les éleveurs. Or, il est probable que, même si elle repose sur les mêmes bases agronomiques et techniques, l'utilisation des pesticides par les éleveurs est spécifique. Cette spécificité concerne essentiellement les cultures destinées au fourrage. Ne serait-ce qu'en raison de l'importance des surfaces destinées à la production de maïs, la question mériterait au moins d'être abordée.

Plusieurs des points évoqués ci-dessus prennent une dimension particulière dans le cas de l'élevage. L'utilisation de pratiques économes en pesticides est *a priori* beaucoup plus difficile pour un éleveur que pour un cultivateur.

Etant fortement occupés par leur cheptel, les éleveurs ont généralement moins de temps à consacrer à leurs cultures que les cultivateurs (sauf lorsqu'ils disposent d'une main d'œuvre relativement abondante), ce qui tend à renforcer l'intérêt des instruments visant à stimuler l'offre de services de conseil (voire de services de protection phytosanitaire).

Ensuite, étant donné que le fourrage ne fait pas réellement l'objet d'un marché, un éleveur qui cultive habituellement son propre fourrage pourra difficilement s'approvisionner ailleurs que sur sa propre exploitation (voir partie 2). Aussi, il pourra lui être difficile d'accepter de baisser ses rendements, de même qu'il trouvera difficile de prendre des risques dans le domaine de la production de fourrage.

En fait, la question de l'intensification des pratiques d'élevage est le cœur du problème considéré ici. Plus le chargement animal est élevé sur une exploitation :

- plus la contrainte d'alimentation du cheptel est élevée, ce qui se traduit par des exigences en terme de rendement et d'« assurance » sur ces rendements,
- moins l'agriculteur est susceptible d'être disponible pour ses cultures,

et :

- plus l'exploitation est susceptible d'engendrer des problèmes de pollutions azotées, ...

Bien entendu, les prairies ne sont pas concernées par les points développés ici.

Ceci met en évidence la complémentarité des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole en général.

4.7.3. *Les pratiques économes en pesticides : bénéfices et coûts*

Les sous-sections 4.4.2. et 4.4.3. mettent en évidence les éléments qui déterminent l'élaboration du revenu d'un agriculteur qui serait soumis à des taxes sur les pesticides qu'il utilise et qui, pour contourner l'effet de ces taxes, utiliserait des pratiques économes en pesticides.

¹²⁷ Coût du maintien d'une épargne de précaution, coût des emprunts liés à une mauvaise année, coûts liés à une protection phytosanitaire préventive suite à une campagne « ratée », ...

Les bénéfices de l'utilisation de ces pratiques se définissent en terme de revenu direct :

- une moindre utilisation de pesticides devenus onéreux et donc une réduction des coûts des traitements associés,

et :

- une moindre utilisation d'intrants liés à l'intensification des pratiques culturales, notamment une moindre utilisation d'engrais.

Par ailleurs, la santé de l'agriculteur pourrait bénéficier d'une moindre utilisation de pesticides.¹²⁸ De même, l'image de l'agriculture auprès de l'opinion ne pourrait qu'être améliorée si une baisse significative des pollutions d'origine agricole devait être constatée.

Les coûts liés à l'utilisation de ces pratiques sont en terme de revenu direct :

- des rendements moindres. Cet effet pourrait vraisemblablement être atténué à moyen terme pour les grandes cultures¹²⁹ et à plus long terme pour le maraîchage et la production fruitière (la viticulture étant un cas particulier),
- les coûts liés à la gestion de l'accroissement de risque lié à un moindre recours à la protection phytosanitaire préventive,
- les coûts implicites liés à un accroissement de travail de la part des agriculteurs ou les coûts liés à l'acquisition de services payants en protection des cultures (dépistage, ...)

et :

- les coûts liés à l'acquisition de compétences spécifiques. Ces coûts se mesurent en terme de temps de travail, voire en terme d'achats spécifiques (formations, documentation, coûts des expérimentations mises en place sur l'exploitation dans le cadre d'un GDA, ...).

Les deux derniers types de coûts évoqués ici sont relativement difficiles à évaluer puisqu'ils ne sont pas achetés (accroissement du temps de travail de l'exploitant, ...). Certains de ces coûts peuvent être ou sont déjà en partie financés par l'Etat.

Les coûts liés à la formation sont en fait des investissements en capital humain. Ces investissements peuvent être récupérables dans le sens où ils pourraient être exploités ailleurs que sur l'exploitation de l'agriculteur. Il s'agit des compétences générales en agronomie, des connaissances des mécanismes biologiques en jeu au niveau des infestations des cultures, ... Ces compétences pourraient par exemple être exploitées dans le cadre d'organismes ou d'entreprises de conseil agricole. D'autres compétences sont trop spécifiques pour être utilisées ailleurs. L'expérience que l'agriculteur a acquise à propos de certaines pratiques lorsqu'elles sont mises en place sur son exploitation sont dans ce cas.

D'autres coûts peuvent intervenir pour l'adoption de pratiques culturales économes en pesticides, comme le coût de l'achat de matériel (matériel de piégeage, ...). Ils ne seront pas pris en compte ici dans la mesure où ils peuvent être spécifiques aux cultures considérées. Notons cependant qu'il est possible que certains investissements, notamment en gros matériel ou en matériel sophistiqué, soient importants.

4.7.4. Utilisation de pratiques économes en pesticides et taxation : quelques éléments pour une « évaluation » de l'évolution du revenu et des coûts de production agricoles

Bien entendu, la comparaison des coûts et bénéfices recensés ci-dessus est difficile. Certains de ces bénéfices sont par nature difficilement évaluables mais, et peut-être surtout, beaucoup d'entre eux ne sont pas encore connus. D'une part, beaucoup des pratiques évoquées ici sont encore en cours de développement, *i.e.* de validation et d'évaluation.

¹²⁸ Antle et Pingali (1994) et Antle, Cole et Crissman (1998) mettent en évidence un effet négatif des pesticides sur la productivités de producteurs de pommes de terre Equatoriens.

¹²⁹ Hormis dans le cas des cultures destinées à l'alimentation du cheptel de l'exploitation sur lesquelles elles sont produites.

D'autre part, beaucoup des coûts concernés dépendront des pratiques mises en œuvre effectivement et des politiques mises en place. Par exemple, le prix qu'un agriculteur consentira à payer pour se procurer les services d'un « dépesteur » d'infestations dépend des pratiques qu'il met en œuvre et du niveau des taxes instaurées sur le prix des pesticides. Le service d'un « dépesteur » aura d'autant plus de valeur pour un agriculteur que les pesticides sont chers et les pratiques culturales utilisées par cet agriculteur procurent des opportunités d'impasses sur les traitements (voir partie 3).

Enfin, les coûts et les bénéfices attendus de l'utilisation de pratiques culturales alternatives aux pratiques conventionnelles dépendent des pratiques considérées, des cultures considérées, des conditions pédo-climatiques dans lesquelles ces pratiques sont mises en œuvre, des niveaux de taxation utilisées, ... et leurs interactions.

Des conjectures issues de notre expérience et des discussions que nous avons pu avoir avec nos collègues agronomes peuvent cependant être formulées. Elles n'ont pas valeur d'« évaluation ». L'objectif de leur présentation est de mettre en évidence les éléments essentiels d'une évaluation des effets d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides sur le secteur agricole, dans le cas où cette politique est articulée autour de deux instruments de base : des taxes sur les pesticides et une politique cohérente de recherche, formation et conseil en protection des cultures.

4.7.4.1. Fonction de coût de production, fonction de coût marginal de production, compétitivité et revenu

Dans un premier temps, nous analysons les effets des taxes et de l'utilisation de pratiques culturales à bas intrants sur les coûts de production et le revenu des agriculteurs. A cet effet, nous introduisons dans un premier temps deux notions : la fonction de coût variable de production $C(.)$ et la fonction de coût marginal de production $C_m(.)$. Pour une culture donnée produite avec un rendement y , la fonction de coût variable $C(y)$ donne le coût des intrants variables engagés pour l'obtention de y . Dans le contexte de la production végétale, cette fonction est généralement supposée croissante et convexe en y , ce qui traduit formellement l'idée selon laquelle le coût des intrants engagés dans la production augmente plus que proportionnellement avec le rendement recherché. La fonction de coût marginal $C_m(y)$ est la dérivée en y de la fonction de coût $C(y)$:

$$(15) \quad C_m(y) \equiv \frac{\partial C(y)}{\partial y}$$

Le coût marginal de production $C_m(y)$ s'interprète classiquement comme le coût en intrants variables de la $y^{\text{ième}}$ (dernière) unité produite. Etant donnée la convexité de $C(y)$ en y , $C_m(y)$ est croissante en y , conformément à la loi des rendements décroissants.

La notion de coût marginal de production est intéressante parce qu'elle permet simplement de caractériser le niveau de production choisi par un agriculteur qui optimiserait son revenu. En effet, la solution en y du programme de maximisation du revenu :

$$(16) \quad \underset{y}{\text{Max}} [py - C(y)]$$

où p est le prix du produit et $py - C(y)$ le revenu obtenu (à l'hectare ici), est caractérisée par la condition du premier ordre :

$$(17) \quad C_m(y^*) = p.$$

A l'optimum de production le coût de la dernière unité produite $C_m(y^*)$ est égale à ce que rapporte cette unité, c'est-à-dire son prix p .

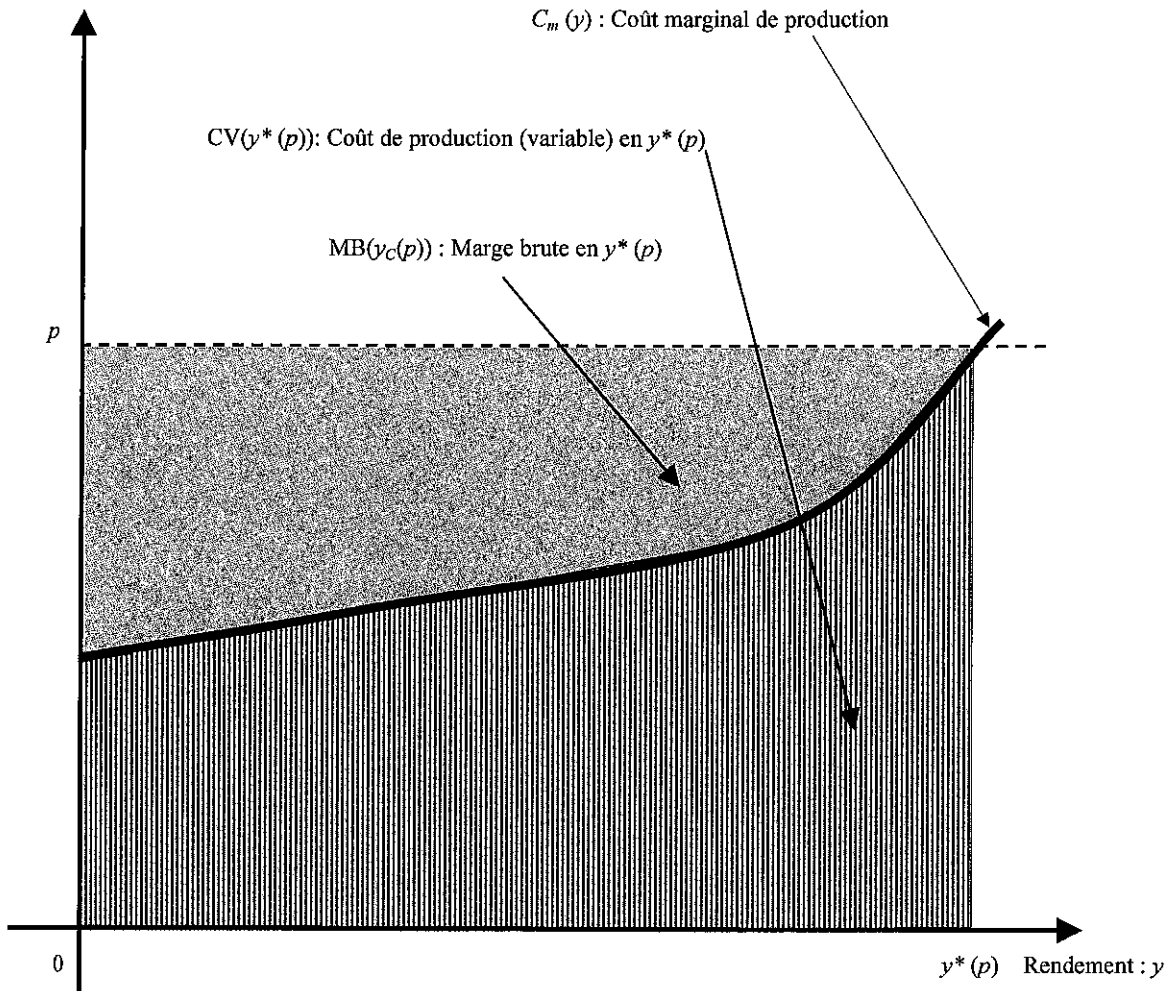
La figure 4.1. utilise la notion de coût marginal pour définir graphiquement l'optimum de production (de rendement ici), le coût de production à l'optimum et la marge brute.

La courbe $C_m(y)$ décrit l'évolution du coût marginal de production en fonction des rendements y recherchés. L'optimum de production est défini par l'égalité de $C_m(y)$ et de p . Ce niveau optimal est donné par $y^*(p)$. Le revenu brut optimal de l'exploitant est donné par $y^*(p)p$, graphiquement ce revenu brut est mesuré par la surface du rectangle gris. Le coût variable de production $C(y^*(p))$ à l'optimum est donné par la surface grisée et hachurée, elle correspond à la « somme » des coûts

marginaux entre $y = 0$ et $y = y^*(p)$.¹³⁰ Par différence entre le revenu brut $y^*(p)p$ et le coût variable de production, on obtient la marge brute dégagée à l'optimum de rendement.

Figure 4.1. Coûts marginaux de production, niveau de production optimal et marge brute

Coût marginal de production / ha, prix



Bien entendu, la forme de $C_m(\cdot)$ dépend du prix des intrants (variables) engagés dans la production et des techniques de production utilisées. Aussi la taxation des pesticides, comme l'utilisation de pratiques économes en pesticides définissent la forme des fonctions de coûts marginaux de production.

La notion de coût marginal de production est au cœur de la notion de compétitivité. En effet, si le prix de marché est fixe alors les niveaux de production des producteurs dépend essentiellement de la valeur de leurs coûts marginaux de production par rapport au prix de vente de leur produit. La taxation des pesticides joue bien évidemment dans le sens d'une perte de compétitivité des produits végétaux français, mais une politique active d'innovation et de conseil en terme de pratiques culturales économes en pesticides joue dans le sens d'un accroissement de compétitivité. La question

¹³⁰ Qui correspond à la valeur de l'intégrale du coût marginal de production entre $y = 0$ et $y = y^*(p)$.

est ici bien évidemment de savoir si les effets du progrès technique incorporés dans les pratiques culturales innovantes permettront de compenser les effets de la perte de compétitivité liée à l'instauration du système de taxation. Comme nous le verrons, cette question est loin d'être tranchée car s'il est évident que les taxes auront des effets négatifs à court terme, le progrès technique incorporé dans les pratiques culturales innovantes aura des effets positifs plus difficiles à évaluer.

De plus la compétitivité en terme de coûts de production n'est pas le seul élément du revenu agricole. Le rôle des aides publiques sur le revenu agricole n'est plus à démontrer dans l'UE, voire dans la plupart des pays développés, y compris les Etats-Unis. Puisque ce soutien semble ne pas devoir être remis en cause pour l'instant (dans l'UE), nous aborderons la question des coûts de production autant dans l'optique de l'évolution de la compétitivité des produits agricoles français que dans l'optique de l'évaluation des compensations qui pourraient être versées aux agriculteurs.

Tableau 4.2. Importance des dépenses de produits phytosanitaires des exploitations françaises en 2002 et pour diverses orientations technico-économiques

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céréales et oléoprotéagineux	Ensemble des grandes cultures	Marai-chage	Vin de qualité	Autre viticulture	Fruits et autres cultures permanentes
Dépenses de pesticides (€/ha de SAU)	121	131	685	398	287	410
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	10.2	9.4	2.7	3.8	9.2	6.0

Source : Calculs à partir du Réseau d'Information Comptable Agricole du SCEES.

Dans le contexte de la politique de régulation envisagée ici, c'est-à-dire d'une politique de régulation à l'échelle de la France, le prix des produits agricoles ne devrait pas être modifié de manière substantielle. En effet une baisse de la production française peut toujours être compensée par une hausse des importations en provenance d'autres Etats-membres de l'UE, voire d'autres pays.

La possibilité de mettre en place des instruments visant à limiter ces importations pour des raisons sanitaires liées à la présence de résidus de pesticides ne sera pas considérée ici. Tout d'abord, cette éventualité est plus qu'hypothétique, l'UE réglementant sévèrement la mise en place de ces « barrières non tarifaires » aux échanges intra-communautaires tout comme l'OMC au niveau extra-communautaire. Ensuite, cette question déborde largement du cadre de cette expertise. Enfin, si la politique envisagée est mise en place progressivement (avec des aménagements discutés plus bas) son effet sur la production agricole pourra être limité. La discussion de ce dernier point est l'objet principal de la suite de cette section.

Deux cas seront distingués dans cette optique : celui des grandes cultures et celui des cultures spéciales. Les arguments pour cette distinction ont déjà été développés et seront à nouveau utilisés dans les paragraphes suivants, ils sont simplement rappelés ici. Les dépenses de pesticides sont plus importantes en valeur (par hectare) dans les cultures spéciales (voir tableau 4.2.). Ces cultures sont plus souvent pratiquées sur de petites exploitations peu diversifiées. Certaines de ces cultures sont pérennes. Les produits de ces cultures sont généralement plus fragiles vis-à-vis des infestations, en termes qualitatifs et quantitatifs.

4.7.4.2. Taxation et innovations : effets sur les coûts et les marges dans le cas des grandes cultures

La figure 4.2a. utilise la notion de coût marginal pour comparer graphiquement les coûts et bénéfices liés à l'instauration d'une taxe sur les pesticides et à l'utilisation de techniques de production à bas intrants dans le cas des grandes cultures.

La courbe $C_{mC}(y)$ définit le coût marginal de production de y en conventionnel mais sans taxe. A l'optimum, l'agriculteur doit ici viser le rendement $y_C(p)$, un rendement élevé.

Si des taxes de niveau incitatif sur les pesticides sont mises en place et que l'agriculteur ne modifie pas ses pratiques (à très court terme), son coût de production augmente alors fortement. Graphiquement, la courbe de coût marginal en production conventionnelle lorsque la taxe est en place $C_{mCT}(y)$ est nettement au dessus de $C_{mC}(y)$. Cependant, dans ce cas le rendement à l'optimum est peu modifié : $y_{CT}(p)$ est proche de $y_C(p)$. L'instauration des taxes tend alors surtout à augmenter les coûts de production et donc à diminuer sensiblement la marge brute de l'agriculteur.

Dès lors, l'agriculteur a intérêt à utiliser des pratiques culturales plus adaptées au contexte économique instauré par la taxe. Il a donc intérêt à adopter des pratiques à bas niveaux d'intrants caractérisées par la courbe de coût marginal $C_{mBIT}(y)$. Puisqu'elles utilisent moins d'intrants (et en particulier moins de pesticides) ces pratiques sont moins coûteuses que la pratique conventionnelle : $C_{mBIT}(y)$ est nettement en dessous de $C_{mCT}(y)$. Les résultats obtenus en grandes cultures avec ces pratiques et en particulier avec des variétés adaptées (Rolland *et al.*, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001) montrent qu'à leur optimum ces pratiques pourraient permettre d'obtenir des rendements proches de ceux obtenus en production conventionnelle. Aussi, $y_{BIT}(p)$ est proche de $y_{CT}(p)$.

Si la taxe n'avait pas été instaurée, le coût marginal des pratiques à bas niveaux d'intrants aurait été donné par $C_{mBI}(y)$. Ces coûts sont proches de ceux avec la taxe : $C_{mBI}(y)$ est proche de $C_{mBIT}(y)$. En effet, ces pratiques sont économes en pesticides, leurs coûts sont donc moins sensibles aux prix des pesticides que les coûts de la production conventionnelle.

Les pratiques à bas intrants permettent d'obtenir des marges brutes assez proches et plutôt supérieures à celles obtenues avec des pratiques conventionnelles, tout au moins dans le contexte de prix actuel (voir, *e.g.*, Rolland *et al.*, 2003, Nolot et Debaeke, 2003 ; Loyce *et al.*, 2001). Cependant, il convient d'être prudent lors de l'utilisation des résultats décrits par ces courbes, qui sont en fait des résultats issus d'expérimentations.

Les écarts de coûts entre les pratiques à bas niveaux d'intrants et les pratiques conventionnelles tels qu'ils sont décrits par la figure 2a sont relativement importants. Il représente les écarts de coûts calculés lors de l'exploitation de résultats expérimentaux. Ces écarts ne représentent cependant pas les écarts de coûts tels que les agriculteurs les perçoivent ou les calculent. En effet lorsque les agriculteurs estiment les coûts de leur utilisation des pratiques à bas niveaux d'intrants, ils intègrent (au moins implicitement) les coûts supplémentaires imposés par l'utilisation de ces pratiques : temps de travail supplémentaire, acquisition de conseils, acquisition de formation, risques supplémentaires,

...

Ces coûts plus ou moins implicites, peuvent être jugés supportables par des agriculteurs spécialisés et intéressés par les innovations techniques. Mais ces coûts peuvent être prohibitifs pour des agriculteurs aux contraintes de temps rigides, averses au risque ou tout simplement peu désireux d'investir leur temps ou leur argent dans des formations (les agriculteurs proches de l'âge de la retraite et sans successeur). De même, les techniques qui fonctionnent dans certaines conditions pédo-climatiques peuvent ne pas fonctionner dans d'autres conditions ... Aussi, ces coûts non mesurés habituellement peuvent expliquer la faible utilisation des pratiques à bas niveaux d'intrants.

L'intérêt de la taxation est ici d'accroître les écarts entre les coûts facilement observables (coût des pesticides, des engrais, ...) entre les pratiques conventionnelles et les pratiques à bas intrants : l'écart entre $C_{mBIT}(y)$ et $C_{mCT}(y)$ est plus important que l'écart entre $C_{mBI}(y)$ et $C_{mC}(y)$. Ceci a pour effet de favoriser les techniques à bas intrants en terme de coûts facilement observables et a pour but d'inciter les agriculteurs à faire l'investissement de l'adoption des pratiques à bas intrants.

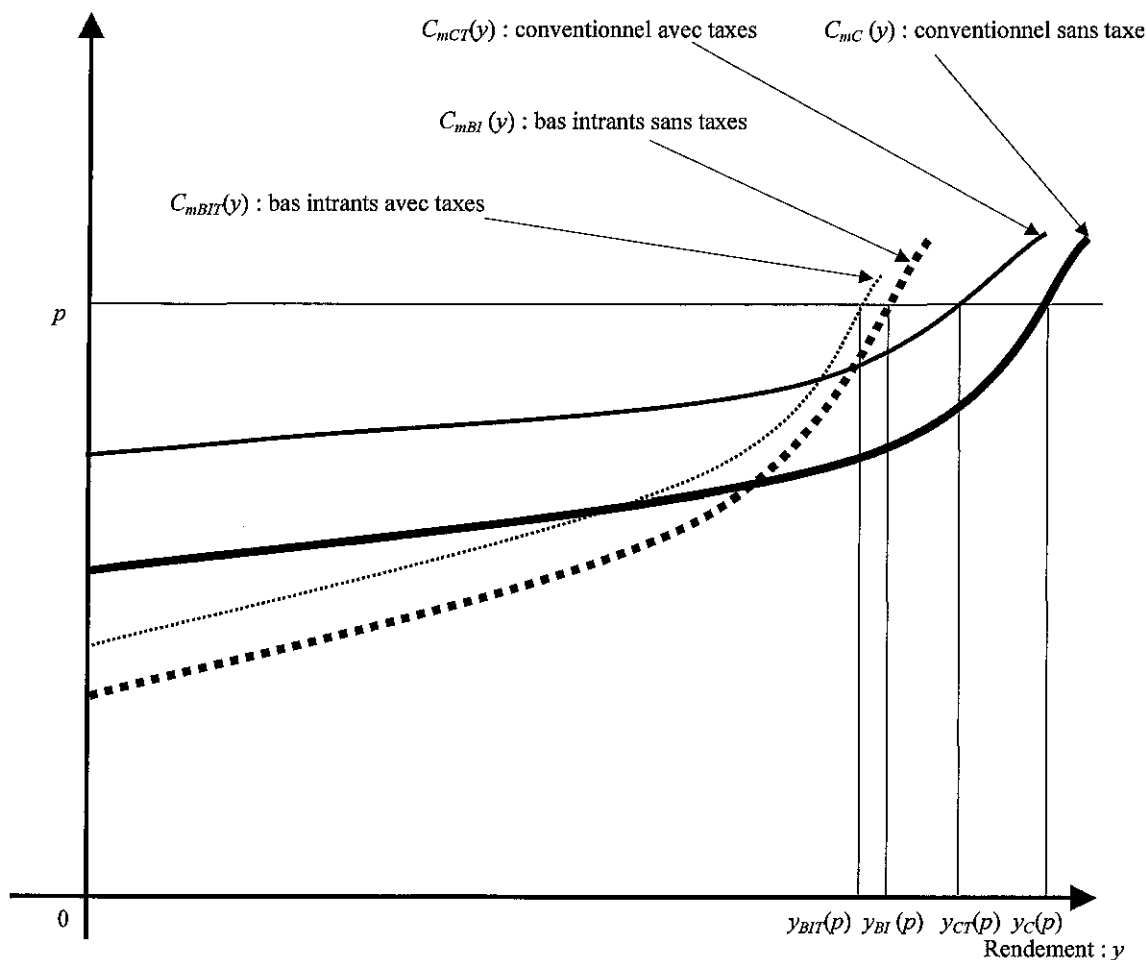
Enfin, il est intéressant de noter ici que si p le prix du produit baisse, cela favoriserait automatiquement les pratiques à bas intrants, que les taxes soient mises en place ou pas. En effet, les techniques à bas niveaux d'intrants sont d'autant plus intéressantes que le prix du produit est bas : les courbes $C_{mBI}(y)$ et $C_{mBIT}(y)$ sont plus « pentues » que les courbes $C_{mC}(y)$ et $C_{mCT}(y)$. Ces techniques ont été mises au point dans cette optique, par anticipation des récentes réformes de la PAC sur le prix des

produits des grandes cultures. De fait, l'effet d'une baisse de 20% du prix des céréales aura plus d'impact qu'une hausse de 20% du prix des pesticides puisqu'une baisse du prix des céréales de $a\%$ a le même effet qu'une hausse de $a\%$ de tous les intrants utilisés par les céréaliculteurs.¹³¹

Il semble qu'actuellement les producteurs de grandes cultures soient encore en phase d'ajustement de leurs pratiques suite à la baisse des prix de vente de leurs produits. Cette question mériterait d'être étudiée plus précisément car elle est directement liée à l'utilisation des pesticides en grandes cultures.

Figure 4.2a. Coûts (sans les coûts de conseil/formation) marginaux de production hypothétiques : cas des grandes cultures

Coût marginal de production / ha



4.7.4.3. Taxation et innovations : effets sur les coûts et les marges dans le cas des cultures spéciales

La figure 4.2b présente une analyse graphique des mêmes évolutions dans le contexte du maraîchage et/ou des productions fruitières. En fait, les positions relatives des courbes de coût est la même que dans le cas des grandes cultures. Cependant, il existe une différence importante entre le cas des grandes cultures et celui des cultures spéciales. Les dépenses de pesticides pour un hectare de maraîchage sont plus de 4 fois supérieures à celles des dépenses de pesticides par hectare de grande culture. Le rapport est de l'ordre de 2,5 dans le cas des cultures fruitières (Carles, 1993 ; Carles et Bonny, 1993).

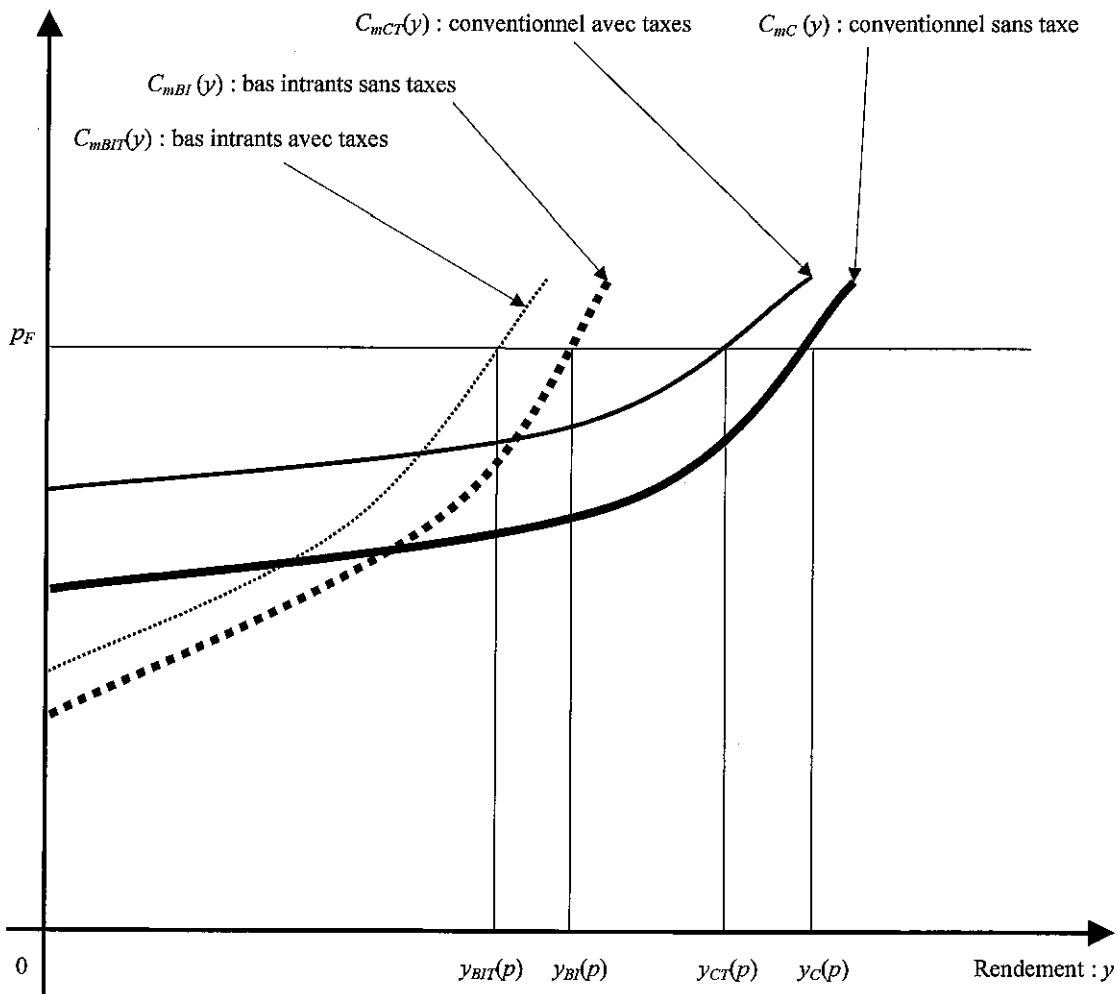
¹³¹ Tout au moins en l'absence de risque sur les récoltes ou les prix.

Il semblerait en effet que les alternatives aux pesticides soient moins efficaces ou en tous cas moins intéressantes économiquement pour ces cultures que pour les grandes cultures. Ces différences s'expliquent en partie par la sensibilité de ces produits vis-à-vis d'attaques fongiques ou des déprédateurs animaux que ce soit d'un point de vue quantitatif ou qualitatif (ce qui joue sur le prix des produits), par la forte spécialisation de ces exploitations et par le caractère pérenne de certaines cultures. Les considérations liées aux risques quantitatifs ou qualitatifs semblent particulièrement importantes dans le cas des cultures spéciales (y compris pour la viticulture) (voir partie 2). Il convient pourtant de tenir compte ici de ce que ces cultures sont très hétérogènes.

L'effet de la protection phytosanitaire sur la qualité de ces produits suggère un rôle potentiellement important d'une politique de développement de la production biologique et des politiques visant à diminuer les exigences en terme d'aspect ou de longueur de conservation qui portent sur ces produits (voir paragraphe 4.6.2.4.).

Figure 4.2b. Coûts marginaux (sans les coûts de conseil/formation) de production hypothétiques : cas maraîchage et production fruitière

Coût marginal de production / ha



4.7.5. Des mesures complémentaires pour le secteur des cultures spéciales

4.7.5.1. L'adaptation de la politique de réduction de l'utilisation de pesticides

De fait, les productions pour lesquelles il n'existe pas ou peu d'alternatives à la lutte chimique préventive sont actuellement très dépendantes des pesticides. Les cultures spéciales (maraîchage, production fruitière, viticulture, horticulture) semblent être dans ce cas. Ces cultures sont en général très fragiles vis-à-vis de certaines attaques fongiques ou de certains insectes. Les pertes quantitatives liées à certaines infestations comme le mildiou de la vigne ou de la pomme de terre peuvent être catastrophiques.

Cependant, même s'ils sont particulièrement sensibles dans le cas de ces productions, ces risques font partie intégrante de l'activité agricole. Selon cette logique, ces productions ne réclament pas de « traitement » particulier en ce qui concerne la forme de la politique de régulation des pollutions par les pesticides. Il n'en reste pas moins qu'une politique de taxation incitative devrait fortement affecter ces productions.

Il convient alors d'adapter l'évolution du niveau des taxes des pesticides de ces cultures, d'adapter le niveau des compensations à verser aux producteurs de ces secteurs et d'adapter le niveau des efforts de recherche pour des méthodes de protection ou de production spécifiques à ces cultures. La forme de la politique envisagée jusqu'ici n'a pas à être remise en cause dans le cas de ces cultures. La dynamique de la mise en œuvre de cette politique doit simplement être adaptée au rythme attendu des modifications des pratiques pouvant être mis en place pour ces cultures.

4.7.5.2. Les contraintes spécifiques imposées sur le secteur des cultures spéciales

Néanmoins, la dépendance de ces productions vis-à-vis des pesticides peut également être plus spécifique. En effet, elle est souvent accrue par des facteurs plus « structurels » dans le sens où l'utilisation des pesticides peut être induite par des phénomènes qualitatifs, *i.e.* des exigences des utilisateurs de ces produits.

Par exemple, les légumes ou fruits, pour être vendus en frais donc sur les marchés les plus rémunérateurs, doivent être exempts de toute tâche de pourriture ou de moisissure, ce qui implique l'utilisation de fongicides, et doivent être « présentables » selon les standards de la distribution (pommes exemptes de tâches de tavelure, ...), ce qui là encore implique l'utilisation de pesticides. Des exigences de cette nature concernent également les produits destinés à la transformation. Le cahier des charges des AOC de vin impose généralement l'utilisation de certains cépages, ce qui interdit l'utilisation de cépages résistants.

Ces phénomènes expliquent pourquoi les producteurs de ces produits sont peu enclins à utiliser des pratiques économes en pesticides et ce même si des taxes importantes devaient être instaurées.

Dans le contexte actuel, deux alternatives semblent s'offrir à ces producteurs si des taxes importantes sur les pesticides devaient être mises en place. Soit ils adoptent les pratiques de l'agriculture biologique et ses canaux de commercialisation, soit ils continuent à répondre aux exigences des utilisateurs de leurs produits. Dans ce dernier cas, ils ont deux options : utiliser des pratiques économes en pesticides en acceptant les risques ou ne pas modifier leurs pratiques actuelles.

4.7.5.3. Contraintes spécifiques et instruments complémentaires

D'un point de vue économique, des subventions spécifiques peuvent être utilisées en complément de mesures de régulation des problèmes de pollution lorsque les autres instruments empêchent les agents régulés de répondre à certaines exigences de production jugées socialement désirables (Carraro et

Soubeyran, 1996)¹³². Cependant, ces subventions doivent répondre au problème de fond qui est celui des exigences des utilisateurs de ces produits (Katsoulacas et Xepapadeas, 1996)¹³³. On retrouve ici le résultat de Tinbergen (1952).

Des instruments peuvent être utilisés pour jouer sur ces exigences, même si toutes ne pourront pas être remises en cause.

La production biologique, même si elle n'est évidemment pas la panacée, permet de développer certains arguments et de montrer l'intérêt de certains instruments. La conversion à l'agriculture biologique est une solution envisageable pour les exploitations dans les zones les plus sensibles aux pollutions par les pesticides.

Aussi le développement des marchés de produits de l'agriculture biologique aurait deux avantages : celui de permettre à certains consommateurs d'exprimer leurs préférences tout en leur permettant de participer au financement des politiques de réduction des pollutions *via* l'achat de produits plus onéreux. Cependant, il convient de noter que malgré une forte expansion au cours de ces dernières années, l'agriculture biologique resterait en France un micro-marché dont les plus optimistes la situent à moyen terme à 5% de la production agricole française (Bellon *et al.*, 2000). Ceci dit des débouchés pourraient même être développés à l'exportation, notamment dans les pays scandinaves, en Allemagne ou en Suisse.

En fait, dans ce contexte, les produits issus de l'agriculture biologique ont deux avantages principaux par rapport aux produits standards :

- les produits issus de l'agriculture biologique sont généralement vendus à des prix plus élevés que les produits standards

et ;

- ces produits ne sont pas soumis aux mêmes contraintes que les produits standards, notamment en terme d'aspect et de délai de conservation.

Ces caractéristiques suggèrent plusieurs pistes de développement des marchés de l'agri-biologique. Trois types d'instruments peuvent être mis en œuvre dans ce sens, avec chacun un objectif précis :

- la sensibilisation des consommateurs aux problèmes posés par la production agricole conventionnelle et donc à l'intérêt des modes de production alternatifs,
- la crédibilité des labels « écologiques »,

et :

- la participation active de la grande distribution (lieu de vente principal des produits alimentaires).

S'il était avéré que beaucoup de consommateurs achètent les produits issus de l'agriculture biologique lorsqu'ils sont informés des avantages qu'il y a à développer ce type de production, des campagnes d'information ou de sensibilisation pourraient être mises en place. Ces campagnes pourraient également informer les consommateurs quant aux délais de conservation de ces produits et à leur aspect moins « sain » que les produits standards. Ces instruments auraient pour objectif de stimuler la demande des produits non standards, voire de réduire les exigences des consommateurs vis-à-vis des produits standards, ce qui pourrait avoir un impact sur d'autres produits que les fruits et légumes.

Bien entendu, ces instruments de sensibilisation n'ont d'intérêt que si des instruments visant à la création voire à la promotion de ces labels sont mis en place, ou tout au moins si les objectifs des instruments déjà mis en place à cet effet sont renforcés. L'utilisation de ces instruments est activement développée en Californie ou aux Pays-Bas.

Cependant, ces instruments ne donneront leur pleine mesure qu'avec la participation active de la grande distribution dans ce domaine. En effet, la distribution des produits issus de la production biologique impose des contraintes à contre-courant des tendances observées dans ce domaine jusqu'alors : priorité aux produits « zéro défaut », à la longue conservation, à un approvisionnement

¹³² Quoique que dans un autre contexte.

¹³³ Là encore dans un autre contexte.

régulier et centralisé, ... Pourtant, certaines actions de enseignes de la grande distribution semblent prometteuses dans ce domaine. Il est peut-être possible de mettre en évidence des convergences d'intérêt entre les producteurs de produits agri-biologiques et ces entreprises, notamment au travers d'accords volontaires (voir section 4.9.). Ici encore, il semble qu'il faille faire sauter quelques verrous et qu'il faille viser des objectifs de long terme.

Bien entendu, d'autres labels que ceux de l'agriculture biologique pourraient être développés, pourvu qu'ils soient crédibles. A cet égard la production raisonnée soulève une question de crédibilité dans la mesure où le contrôle de la pratique de ce mode de production est difficile (en supposant qu'il soit bien défini). Cette réserve ne s'applique pas à l'agriculture biologique.

4.7.6. Un bilan prospectif

Bien que l'exercice soit difficile et risqué, nous dressons ici un bilan des effets d'un politique de taxation incitative couplée à des efforts de recherche et de formation. Nous considérons des taxes du niveau de celles mises en place au Danemark, c'est-à-dire de l'ordre de 30 à 40% du prix des pesticides.

A court-moyen terme, le système de taxation aurait un impact assez fort sur le revenu agricole mais assez faible sur les choix de pratiques culturales des agriculteurs. Aussi l'impact de court terme de la taxe est essentiellement un effet négatif sur le revenu. Les cultures les plus pénalisées seraient celles pour lesquelles les pesticides représentent une plus grande part du revenu brut, c'est-à-dire les grandes cultures.

A moyen-long terme, l'incitation créée par la taxation et la disponibilité de conseils spécifiques favorise l'adoption de pratiques économes en pesticides. Cette modification des pratiques peut être attendue à un horizon de 5-10 ans pour les grandes cultures. Ces cultures offrent plus de souplesse en termes de rotations et les innovations en terme de pratiques à bas niveaux d'intrants semblent prometteuses.

Cette modification de pratique paraît plus délicate pour les cultures spéciales, en tous cas elle ne paraît envisageable qu'à un horizon temporel plus éloigné.

Dans tous les cas, l'impact de ces mesures sur le revenu agricole est difficile à prédire, même en terme de marges brutes. Ceci dit, une analyse conduite de manière systématique pourrait permettre d'obtenir des évaluations assez précises tout au moins pour le moyen-long terme (5 à 10 ans). Des prédictions à un horizon plus éloigné relèvent plus de la prospective que de la prévision, et ce d'autant plus que ces prédictions dépendraient énormément des instruments de politique de régulation effectivement mises en place.

En tout état de cause, la mise en place d'une politique ambitieuse pour la régulation des pollutions par les pesticides suppose un diagnostic préalable de la situation : identification des zones sensibles ; recensement et évaluation des pratiques économes en pesticides ; évaluation des effets des instruments envisagés sur l'utilisation des pesticides, sur les niveaux de production agricole et le revenu agricole, ... Le comité Bichel a établi un diagnostic de la situation danoise en deux ans. Pour ce faire, il a réuni des scientifiques, des experts et s'est appuyé sur des données recueillies à cet effet.

Bien entendu, ces évaluations ont deux buts. Le premier est de permettre de bien préciser les arbitrages en jeu pour la définition des objectifs environnementaux à atteindre, notamment les objectifs en terme de réduction de l'utilisation des pesticides. Ce point renvoie au début de cette partie et à la partie 1.

Le second objectif de l'évaluation de ces impacts est de déterminer le niveau et la forme des aides compensatoires destinées aux agriculteurs, si cela s'avérait utile et en conformité avec les attentes de

la société. Cette question fait l'objet de la section suivante qui considère le problème des aides pouvant être versées aux agriculteurs suite, surtout, à l'instauration de taxes sur les pesticides. Elle pose le problème des mesures d'accompagnement de la politique de régulation des pollutions, des mesures de soutien du revenu agricole et de la cohérence des politiques de régulation du secteur agricole.

4.8. Compensations et soutien du revenu agricole

La section précédente a abordé la question de la cohérence de la politique de régulation par les pesticides proposée sous l'angle des coûts explicites ou implicites qu'elle impose au secteur agricole. En fait, cette optique a été choisie parce qu'évidemment le revenu des agriculteurs est au cœur de la question de la régulation des pollutions d'origine agricole.

Pourtant, dans une très large mesure, nous avons volontairement séparé la question du revenu des agriculteurs de celle du choix des instruments de régulation des pollutions proprement dits. Ces instruments doivent être incitatifs même s'ils paraissent *a priori* coûteux pour les agriculteurs. Pour régler le problème des pollutions par les pesticides, il est préférable d'instaurer des taxes élevées sur le prix de ces produits pour inciter les agriculteurs à réduire leur utilisation de ces produits (et inciter les fabricants de ces produits à mettre au point des pesticides de moins en moins toxiques/écotoxiques), quitte à verser des aides compensatoires aux agriculteurs, conformément au théorème de Tinbergen (1952). L'idée de base est ici qu'une petite taxe sur les pesticides est peu utile.

Dans ce contexte, on peut se demander si, au lieu d'instaurer un système de taxation avec compensation du revenu, il ne serait pas préférable d'instaurer un système de subventions à l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Le début de cette partie présente une analyse économique de cette question : d'une part les subventions pour bonnes pratiques sont très coûteuses à mettre en place, d'autre part ces subventions sont moins efficaces que des taxes pour la régulation des pollutions. Contrairement aux subventions pour bonnes pratiques, les taxes agissent à la fois du côté de l'offre et de la demande de pesticides. Dans la même logique, une taxe différenciée exerce une incitation constante sur la diminution de l'utilisation de pesticides et sur la diminution des effets toxiques/écotoxiques des pesticides, ce qui lui confère de bonnes propriétés à long terme. Ensuite, si la taxe génère un revenu disponible pour le budget de l'Etat, ce dernier est en charge d'utiliser au mieux ces rentrées fiscales, sachant qu'en principe l'obtention de ce revenu n'est pas l'objet de la taxe. Enfin, si les taxes constituent un instrument d'intervention peu précis, le dispositif de taxation peut être complété localement ou pour certains secteurs de la production agricole.

A ces arguments de type économique un autre peut être ajouté. Il s'agit de celui de la transparence de la politique de régulation des pollutions agricoles et de l'intervention dans le secteur agricole vis-à-vis de la société dans son ensemble. En effet, verser des aides aux agriculteurs peut être justifié par deux arguments : la multi-fonctionnalité de l'agriculture et une répartition plus « équitable » ou plus « juste » de la charge directe de la mise en place de mesures de régulation des pollutions d'origine agricole. L'argument de la multi-fonctionnalité sera abordé plus bas. Il dépasse dans une large mesure le contexte de la régulation des pollutions d'origine agricole.

Les instruments incitatifs de la politique de régulation choisie font porter dans un premier temps une charge importante au secteur agricole. Si les objectifs de cette politique sont bien choisis et si les instruments de cette politique sont cohérents dans une optique d'efficacité économique, tous les membres de la société bénéficient des effets de cette politique puisque les pollutions sont réduites au moindre coût pour la société. La question est dès lors de savoir si la répartition des coûts directs (pertes de revenu des différents membres de la société) est équitable. Puisque les aides versées aux agriculteurs proviennent du budget de l'Etat (et donc des contribuables), elles permettent de répartir la charge de la réduction des pollutions d'origine agricole sur l'ensemble des membres de la société, et non sur les seuls agriculteurs. Cet argument est plus politique qu'économique. En effet c'est à la société de le faire en fonction du projet qu'elle décide pour elle-même dans le cadre d'un débat démocratique.¹³⁴ Selon cette logique, la question du montant des aides à verser aux agriculteurs dépend du « contrat social » passé entre la société et ses agriculteurs.

¹³⁴ Ce qui ne les empêche pas d'avoir des idées précises à ce propos, et les débats d'idées associés. Salanié (1998) présente cette question de manière très claire.

La stricte application du principe pollueur-payeur est problématique à cet égard. De fait, elle tend à faire oublier le fait que les agriculteurs et les fabricants (et distributeurs) de pesticides ne sont pas les seuls à bénéficier de l'utilisation des pesticides. Elle rend donc difficile la mise en place des compensations en cas de taxation.

Après ce bref rappel, nous replaçons le problème de la régulation des pollutions d'origine agricole et du soutien des revenus agricoles dans une perspective plus générale. En effet cette mise en perspective nous paraît nécessaire tant les débats sur la question du soutien du secteur agricole paraissent confus.

Dans cette optique, une comparaison entre la situation de l'agriculture française et celle de l'agriculture d'autres pays (développés) permet de mettre en évidence les enjeux liés à ces questions.

4.8.1. Les enjeux du soutien du secteur agricole dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides

D'un point de vue technique des pratiques économes en pesticides ou des pratiques à bas niveaux d'intrants sont déjà utilisées par les agriculteurs d'autres pays développés. Les maraîchers américains parviennent à produire des légumes de qualité satisfaisante en utilisation bien moins d'intrants polluants que les agriculteurs français. De même, les producteurs australiens de grandes cultures ont toujours utilisé des pratiques culturales à bas niveaux d'intrants. Ces pratiques ne sont peut-être pas adaptées au contexte pédo-climatique français, mais il vraisemblable qu'en utilisant des pratiques similaires à celles utilisées par leurs homologues américains ou australiens mais adaptées au potentiel agricole français, les agriculteurs français obtiendraient certainement des marges brutes intéressantes, hors coût de la main d'œuvre salariée.

La question de la dépendance du revenu des agriculteurs français vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est donc relative, elle est en fait beaucoup plus liée à des considérations économiques et structurelles qu'à des considérations techniques ou agronomiques.

Le coût de la main d'œuvre non qualifiée est moins élevé aux Etats-Unis qu'en France, ce qui joue un rôle important pour les cultures intensives en main d'œuvre comme les cultures spéciales. La même remarque s'applique pour le coût des carburants aux Etats-Unis. De même, les exploitations américaines ou australiennes sont beaucoup plus grandes que les exploitations françaises. Aussi, un agriculteur américain ou australien, même avec des marges à l'hectare plus faibles peut obtenir un revenu équivalent ou supérieur à celui que pourrait obtenir un agriculteur français. En outre, une grande exploitation offre d'importantes possibilités en terme de rotations culturales et de diversification des assolements, donc de gestion des risques de production.

Dans l'hypothèse où les exigences des pollutions d'origine agricole devaient s'avérer pénalisantes pour les marges à l'hectare des cultivateurs, la question posée à l'Etat (donc à la société dans son ensemble) se pose dans les termes suivants.

L'Etat doit-il simplement accompagner l'évolution de la structure du secteur agricole, ce qui devrait conduire à une accélération de l'agrandissement des exploitations et donc à une diminution du nombre d'agriculteurs, ou l'Etat doit-il agir pour préserver la structure actuelle du secteur agricole?

Par le passé, la France a choisi l'option de préserver la structure de son secteur agricole, voire le niveau de sa production agricole. Mais les débats actuels au sein de l'UE, notamment sous l'impulsion du Royaume-Uni, montrent l'émergence d'une importante remise en cause de ce compromis. Il n'est pas question d'entrer ici dans ce débat mais plutôt de le clarifier un peu. En ce sens, nous analyserons la question des modalités de la compensation des effets négatifs sur le revenu des agriculteurs des instruments incitatifs de la régulation des pollutions par les pesticides (taxes et interdiction) et non celle du niveau de ces compensations.

Un Etat peut aider un secteur de production de son économie selon trois modalités principales. Les deux plus connues sont d'une part le financement de la recherche et du conseil et d'autre part la mise en place d'aides économiques (mesures de soutien des prix des produits, ..., aides directes au revenu des producteurs). Ces deux modalités seront présentées ici. La troisième modalité d'aide est moins immédiate. Lorsqu'un secteur produit des pollutions (des externalités négatives), le fait de ne pas mettre en place d'instruments de régulation de ces pollutions est une aide implicite à ce secteur. En effet, l'intérêt public voudrait que ces pollutions soient produites en quantités inférieures aux quantités actuellement produites. Lorsqu'il existe des instruments pouvant être mis en place pour la régulation de ce problème, ne pas les utiliser revient à favoriser ce secteur. Cette absence d'intervention pose deux problèmes.

L'un est d'ordre économique : une intervention correctement menée accroîtrait le niveau de bien-être de la société prise dans son ensemble. L'autre est d'ordre éthique : l'absence d'intervention laisse les dommages liés à l'émission de ces pollutions intégralement à la charge des victimes de ces pollutions.

4.8.2. Création d'un environnement technologique favorable

L'intervention de l'Etat dans le domaine technologique se justifie pour deux raisons principales. Certaines innovations technologiques ont des caractéristiques (de bien public) qui les rendent peu intéressantes à produire par des entreprises privées. Lorsqu'une entreprise ne peut s'approprier (grâce notamment au dépôt d'un brevet) une part suffisante des bénéfices que des innovations procurent à la société, elle est peu incitée à produire ces innovations. De même, certaines innovations, bien *qu'in fine* bénéfiques à ceux qui les adoptent, ont des caractéristiques qui font qu'elles se diffusent difficilement auprès de leurs utilisateurs potentiels. Là encore, l'Etat peut intervenir pour favoriser cette diffusion si toutefois cette diffusion s'avère bénéfique pour la société.

4.8.2.1. Recherche, développement et conseil

Les politiques de financement de la recherche, du développement et de la diffusion du conseil pour l'utilisation de technologies efficaces et adaptées au contexte économique dans lequel ce secteur opère entrent dans ce cadre. La partie 3 développe cette question dans le cas de la protection phytosanitaire et justifie dans une large mesure l'intervention de l'Etat dans ce domaine.

En effet, les pratiques culturales peuvent difficilement faire l'objet de brevets qui pourraient permettre à leurs concepteurs de bénéficier de leurs efforts de recherche dans ce domaine. Puisqu'une entreprise privée ne pourrait s'approprier une partie des bénéfices de l'utilisation de ces pratiques, elle n'est pas incitée à investir dans ce domaine (Evenson, 1995).

Selon une logique analogue, les conseils utiles à la pratique de l'agriculture raisonnée en général ont un caractère générique (public) qui rendent leur production peu intéressante par une entreprise privée. En effet, des agriculteurs peuvent se grouper pour acheter des évaluations de risque d'infestation afin de partager les coûts de cette acquisition. L'Etat peut donc intervenir dans ce domaine en produisant lui-même ces informations (comme dans le cadre des SRPV), éventuellement en demandant aux agriculteurs une participation financière. Mais l'Etat peut également utiliser les traditionnelles valeurs d'entraide du secteur agricole en participant au financement des activités de groupements d'agriculteurs (GDA, ...). De nombreuses modalités d'intervention ont et peuvent être imaginées dans ce cas.

Les conseils tactiques peuvent faire l'objet d'un marché lorsqu'ils sont suffisamment spécifiques. Les services de dépistage des infestations entrent, tout au moins en partie, dans cette catégorie comme en témoigne l'existence de marchés du dépistage aux Etats-Unis ou au Canada.

4.8.2.2. Des aides pour des changements de technologie majeurs

Il est important de rappeler que les aides qui peuvent être octroyées en cas de transition technologique majeure n'ont de justification économique que si elles sont transitoires et que si cette transition est bénéfique à la société dans son ensemble (voir la partie 3).

L'adoption des pratiques économes en pesticides se heurtent à des freins inhérents à toute transition technologique significative. Pour le cas du secteur agricole, Baerenklau (2005) présente une synthèse des problèmes spécifiques à ces transitions technologiques. Ces problèmes spécifiques peuvent justifier une intervention de l'Etat lorsqu'elle permet d'amorcer ou tout au moins d'accélérer l'adoption de pratiques qui s'avèreront bénéfiques par la suite.

La plupart des pratiques culturales économes en intrants nécessitent un apprentissage pour être maîtrisées par les agriculteurs. En effet, les résultats obtenus par l'emploi de ces pratiques dépendent souvent des conditions dans lesquelles elles sont mises en œuvre. En outre elles doivent généralement être adaptées au contexte des exploitations. En ce sens, l'adoption d'une nouvelle pratique culturale est d'autant plus considérée comme une prise de risque que cette pratique est différente de celle déjà utilisée par l'agriculteur et qu'elle nécessite des adaptations spécifiques. Cet apprentissage génère des coûts d'expérimentation dont la prise en charge par l'Etat peut être justifiée en partie d'un point de vue économique si ces pratiques sont à l'origine de bénéfices qui dépassent celui du revenu des agriculteurs (ce qui est le cas des pratiques économes en intrants polluants).

Ensuite, l'adoption de certaines pratiques peut bénéficier d'effets « boule de neige » (qui sont en fait des effets externes positifs de production d'information) puisqu'un agriculteur peut bénéficier du fait que ses voisins ont adopté certaines pratiques s'il peut partager leur expérience. En fait, un agriculteur qui adopte une pratique innovante ne considère généralement que le bénéfice que lui-même peut en retirer. Or, en adoptant cette pratique il produit des connaissances et une expérience qui pourraient être utiles à ses voisins. Cet effet bénéfique de l'adoption précoce peut justifier des aides spécifiques de la part de l'Etat qui viseraient alors à amorcer un effet boule de neige. Cette aide peut être d'autant plus importante qu'il peut être rationnel pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent de nouvelles pratiques pour analyser leurs effets, laissant ainsi supporter les coûts d'expérimentation des nouvelles pratiques à d'autres. Ceci dit, ces aides liées aux effets d'apprentissage mutuel ne doivent pas dupliquer celles versées pour la production de conseil, par exemple le financement de GDA.

Ces aides peuvent prendre la forme (Aldy, Hrubovcak et Vasavada, 1998 ; Isik et Khanna, 2003 ; Khanna et Zilberman, 1997 ; Fuglie et Kascak, 2001 ; Baerenklau, 2005) :

- d'aides transitoires, ces aides jouant le rôle de compensations pour la prise de risque technologique,

ou :

- d'aides à la mise en place d'expériences de démonstration qui peuvent prendre des formes diverses (voir la partie 3).

Ces mesures spécifiques ne seront cependant pleinement opérantes que si les agriculteurs désirent réellement adopter ces pratiques, ces mesures ne sont que des mesures d'accompagnement des instruments visant à inciter les agriculteurs à réduire leurs utilisations de pesticides.

4.8.3. Soutien au revenu des agriculteurs et multi-fonctionnalité de l'agriculture

Les nombreux débats entourant la question de la forme du soutien à accorder au secteur agricole tend maintenant à se focaliser autour de la multi-fonctionnalité de l'agriculture.¹³⁵ En effet, du point de vue

¹³⁵ Abler (2004) analyse de façon très synthétique et claire les questions scientifiques (et politiques) soulevées par la multi-fonctionnalité de l'agriculture. Guyomard et Le Bris (2003) font de même mais dans une perspective plus centrée sur la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture en tant qu'argument de négociation au GATT.

des économistes la multi-fonctionnalité de l'agriculture peut justifier l'utilisation de mesures de soutien spécifiques à ce secteur.

Cet argument va au delà du problème de la régulation des pollutions d'origine agricole et de la répartition « équitable » ou « juste » de sa charge directe. Cependant, dans les débats entourant la définition des politiques de régulation des pollutions, ces deux arguments tendent à être confondus, ce qui rend ces débats assez confus (Bonnieux et Weaver, 1996 ; Abler, 2004 ; Guyomard et Le Bris, 2003).

Le but de cette sous-section est de montrer qu'il est dans une très large mesure nécessaire de déconnecter deux problèmes :

- celui de question de la compensation des effets négatifs des instruments incitatifs de régulation des pollutions d'origine agricole

et :

- celui de la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture.

En effet, la prise en compte de la multi-fonctionnalité de l'agriculture doit se jouer au niveau des objectifs de la régulation environnementale et non pas après, *i.e.* ni au niveau du choix des instruments de cette régulation, ni au niveau du choix des modalités de compensation des effets des instruments incitatifs choisis pour cette régulation. Utiliser des arguments liés à la multi-fonctionnalité de l'agriculture pour définir les modalités de compensation de la politique de régulation environnementale revient de fait à remettre en cause les objectifs de cette politique.

4.8.3.1. La multi-fonctionnalité de l'agriculture : le concept

Le concept de multi-fonctionnalité se réfère au fait qu'un secteur de production peut, en plus de produire les biens qui génèrent son chiffre d'affaires, produire d'autres biens qui peuvent bénéficier à la société. Historiquement ce concept a commencé à être utilisé de manière significative à la fin des années 1990 dans l'UE, notamment pour justifier ou tenter de justifier des mesures de protection ou de soutien du secteur agricole dans le cadre du GATT (Abler, 2004).

Cependant, l'idée de la multi-fonctionnalité de l'agriculture a ensuite été reprise et clarifiée par les économistes agricoles et les économistes de l'environnement. Les questions auxquelles tentent de répondre ces économistes sont les suivantes :

- La multi-fonctionnalité de l'agriculture justifie-t-elle un soutien public spécifique à ce secteur ?¹³⁶
- Si oui, selon quelles modalités ce soutien doit-il être apporté ?

La première question est celle des objectifs du soutien au secteur agricole : si l'agriculture produit effectivement des biens utiles à la société qui ne peuvent être produits que par elle alors cela peut justifier des aides particulières à ce secteur puisque cela va dans le sens de l'intérêt collectif.

La seconde question considère les instruments à utiliser pour atteindre les objectifs fixés. En effet, si les autres fonctions (que la production de matières premières agricoles) de l'agriculture dépendent du nombre d'agriculteurs, alors il convient de soutenir le revenu des agriculteurs pour que ces derniers continuent à exercer leur activité. Dans ce cas, il est en effet inutile de soutenir la production agricole elle-même puisque ces autres fonctions ne dépendent pas directement du volume produit. Ce résultat résulte de l'utilisation du principe selon lequel un instrument est d'autant plus efficace qu'il agit directement sur les éléments qui contribuent à l'objectif fixé : le nombre d'agriculteurs dans l'exemple considéré ici. En fait, définir les instruments qui permettent d'assurer le maintien des autres fonctions de l'agriculture nécessite une analyse des liens techniques entre la production agricole et les autres fonctions de l'agriculture (Abler, 2004).

¹³⁶ En fait, la question est généralement plus précise : la multi-fonctionnalité de l'agriculture justifie-t-elle, d'un point de vue économique, des mesures de protection aux frontières et des mesures de soutien des prix agricoles ? Cette question de science économique fait directement écho aux affirmations de certains gouvernements européens dans ce domaine (Abler, 2004).

Le tableau 4.3. recense les principales productions non-marchandes du secteur agricole. L'agriculture produit, outre les biens agricoles qu'elle vend, des bénéfices liés :

- aux paysages qu'elle entretient,
- à l'entretien d'espaces ouverts et généralement publics,
- au stockage de gaz à effets de serre,
- au contrôle des inondations,
- au maintien d'un patrimoine culturel paysan,

Tableau 4.3. Les autres « fonctions » de l'agriculture, leur valeur et leur liens techniques avec la production agricole

Effets positifs	Valeur économique	Lien technique avec la production agricole
Paysage agricole	Valeurs esthétiques	Surfaces agricoles, assolements, types d'élevage, bâtiments, haies, ...
Espace	Valeurs esthétiques, Valeur des activités récréatives (chasse, promenades)	Surfaces agricoles, assolements, bâtiments, haies, ...
Contrôle des inondations	Réduction des dommages non réparés liés aux inondations, Coûts liés aux réparations des dommages liés aux inondations, Effet d'assurance	Surfaces agricoles, types de cultures, haies, ...
Piège pour gaz à effets de serre	Réduction des dommages des gaz à effet de serre	Surfaces agricoles, types de cultures
Transmission d'un héritage culturel	Valeur patrimoniale	Nombre d'agriculteurs, productions traditionnelles
Développement des zones rurales	Valeur d'une répartition harmonieuse de la population sur le territoire, Valeur des emplois liés au secteur agricole	Surfaces agricoles, niveau des productions agricoles
Sécurité alimentaire	Réduction des coûts liés à des ruptures d'approvisionnement, Effet d'assurance	Niveau des productions agricoles
Effets négatifs		
Pollutions liés aux intrants chimiques	Domages à la faune et la flore naturelle, Domages à la santé humaine, Coût de potabilisation de l'eau	Niveau d'utilisation des intrants agricoles polluants, localisation des activités agricoles
Pollutions liées aux effluents d'élevage	Domages à la faune et la flore naturelle, Domages à la santé humaine, Coût de potabilisation de l'eau, Coûts des odeurs	Niveau des productions animales, localisation des productions animales
Emissions de gaz à effet de serre	Domages des gaz à effets de serre	Niveau des productions animales
Pollutions esthétiques	Valeurs esthétiques	Nombres des bâtiments « industriels », localisation des bâtiments « industriels », ...
Pression sur les ressources en eau	Coût des aménagements pour la gestion de la ressource en eau, Valeur de la réduction des activités récréatives, Coûts des restrictions pour l'utilisation d'eau	Surfaces irriguées, assolements irrigués, localisation des surfaces irriguées
Réduction de la biodiversité	Réduction de la valeur du patrimoine naturel	Surfaces agricoles (non « naturelles »)

- sa contribution au développement rural,
- sa contribution à la sécurité alimentaire,
- ...

A l'exception des fonctions liées au développement rural et à la sécurité alimentaire, ces autres fonctions de l'agriculture font peu l'objet de débats. En effet, d'une part ces fonctions concernent des biens à caractère public dont la production (ou le maintien à des niveaux jugés désirables d'un point de vue de social) peut requérir l'intervention de l'Etat, d'autre part le niveau de production de ces biens publics ne dépend pas directement des niveaux de production des biens agricoles. La production de ces biens publics requiert le maintien de l'occupation du sol et de l'emploi agricole à des niveaux suffisants.

4.8.3.2. La sécurité alimentaire

Les débats sont en revanche plus vifs pour ce qui concerne le rôle du secteur agricole au niveau du développement rural et quant à l'intérêt d'un objectif de sécurité alimentaire

L'objectif de sécurité alimentaire peut être justifié si des considérations de politique internationale (guerres, rétorsions commerciales) amènent à penser que le risque de ruptures d'approvisionnement de biens essentiels est important.

Dans le contexte actuel, cet objectif pose essentiellement deux problèmes. Du point de vue de la politique commerciale, cet objectif est incompatible avec les règles de l'OMC puisque sécuriser l'approvisionnement domestique en biens agricoles par la production domestique de ces biens requiert des instruments de stimulation et de protection du secteur agricole domestique. Du point de vue de la politique interne, cet objectif de production domestique minimale peut être incompatible avec des objectifs élevés en matière de réduction des pollutions d'origine agricole.

4.8.3.3. Le rôle de l'agriculture dans le développement rural

Le rôle de l'agriculture en tant que secteur essentiel du développement rural est remis en cause puisqu'il n'est pas prouvé qu'il serait plus coûteux pour l'Etat de favoriser l'implantation d'autres activités en milieu rural pour assurer le développement rural. En outre, un rôle moteur de l'agriculture dans le développement rural requiert une certaine intensité de l'activité agricole. En effet, la quantité d'emplois induits par ce secteur repose sur des niveaux de production suffisants pour justifier le maintien d'une activité agro-alimentaire, voire sur des niveaux d'utilisation d'intrants suffisants pour justifier le maintien d'une activité d'agro-fourmiture. Comme nous l'avons discuté dans la première partie et dans les premières sections de cette partie, le maintien de niveaux importants de production est, tout au moins en partie, incompatible avec des objectifs ambitieux en matière de régulation des pollutions par les pesticides. Cette incompatibilité est évidemment totale en ce qui concerne le maintien de niveaux importants de ventes de pesticides (voir partie 1).

4.8.3.4. Multifonctionnalité de l'agriculture et objectifs environnementaux

De fait, pour ce qui concerne la régulation des pollutions par les pesticides (et de la plupart des pollutions d'origine agricole), l'argument de la multi-fonctionnalité de l'agriculture pose moins la question des modalités du soutien au revenu des agriculteurs que celle des objectifs environnementaux qu'il est possible de se fixer (voir la partie 1). En effet, chercher à poursuivre plusieurs objectifs conduit à faire des choix ou des arbitrages lorsque certains objectifs sont incompatibles entre eux.

Schématiquement, se fixer des objectifs environnementaux très ambitieux en matière de réduction des pollutions d'origine agricole tout en maintenant le niveau des productions agricoles à son niveau actuel (dans l'optique d'un maintien d'un tissu économique en milieu rural ou d'exigences en matière

de sécurité alimentaire) est peu réaliste, même si le potentiel d'innovations technologiques peut être important dans cette optique.

Dans le cas des pesticides, se donner les moyens et le temps de mettre en place un changement de technologie de production permet, tout au moins en partie, d'éliminer la liaison technique entre niveaux de production et niveaux d'utilisation de pesticides. Cependant, il paraît improbable que, même parfaitement mené, ce changement technologique permette de réduire significativement l'utilisation de pesticides sans réduire les rendements des productions agricoles même s'il est évident que des progrès techniques permettront de compenser partiellement¹³⁷ la baisse de l'utilisation de pesticides chimiques.

En guise de conclusion, déconnecter la question de la compensation des effets négatifs des instruments incitatifs et la question de la multi-fonctionnalité de l'agriculture paraît judicieux.

Lorsque la technologie de production d'un secteur polluant est telle que la réduction des niveaux de pollution requiert une réduction des productions associées, alors décider de réduire les niveaux de pollutions revient à décider de réduire les niveaux des productions. Si la société accepte cet état de fait en se donnant des objectifs de réduction des niveaux de pollution et choisit de mettre en place des instruments d'incitation permettant d'atteindre ces objectifs, il n'est plus question de mettre en place des instruments visant à accroître les niveaux de production. Ces objectifs sont tout simplement incompatibles étant donné la technologie de production utilisée par le secteur polluant. Ceci montre simplement qu'il existe généralement un arbitrage entre objectifs environnementaux et objectifs de production.

Mais dès lors que les objectifs environnementaux sont fixés, il est possible de compenser les pertes du secteur régulé. Les instruments utilisés pour cette compensation ne doivent cependant pas remettre en cause les effets des instruments utilisés pour la régulation, *i.e.* n'incitent pas à la production qui est génératrice de pollution. Choisir d'autres instruments ne se justifie d'un point de vue économique que par la poursuite d'autres objectifs que des objectifs environnementaux.

Les modalités de compensation qui satisfont ces conditions vérifient dans une large mesure les conditions imposées par l'OMC en terme de soutien au revenu des agriculteurs. Elles sont également de plus en plus utilisées par l'UE dans le cadre de la réforme de la PAC.

4.8.4. Soutien du revenu des agriculteurs et OMC

Nous évoquons brièvement les récentes réformes de la PAC vis-à-vis des modalités de soutien du revenu agricole. En particulier, nous discutons la question du couplage des aides qui s'avèrera importante à considérer par la suite puisqu'elle conditionne le choix des aides possibles.

4.8.4.1. OMC et soutien du secteur agricole

Les systèmes de soutien des prix ont, conformément aux accords signés par l'UE dans le cadre de l'OMC, été abandonnées au profit d'aides plus directes, *i.e.* moins couplées aux niveaux de production.

D'un point de vue politique l'abandon de ces instruments de soutien est justifié par les distorsions de concurrence que ces systèmes engendraient sur les marchés internationaux, l'élimination de ces distorsions étant l'objectif principal de l'OMC. Du point de vue de l'OMC, tout instrument de soutien susceptible d'interférer avec les choix de production (assolements et rendements objectifs) des agriculteurs n'est pas « admissible ». L'OMC classe ainsi les instruments d'aide dans différentes

¹³⁷ Le doublement des rendements du blé tendre du début des années 1960 au début des années 1990 est souvent cité en exemple du potentiel des progrès techniques agricoles. Il convient cependant de ne pas oublier qu'une partie de ce doublement peut être attribué à l'utilisation de pesticides chimiques.

« boîtes », la boîte verte (*green box*) contenant les aides admissibles, la boîte rouge contenant les plus inadmissibles (*red box*). Aussi, de plus en plus, les aides versées aux agriculteurs le sont selon des modalités visant à empêcher ces aides de créer des distorsions de concurrence en faveur des agriculteurs vis-à-vis de leurs concurrents internationaux, afin d'être plus en conformité avec les exigences de l'OMC.

Du point de vue de l'économie de l'environnement, l'abandon du soutien des prix s'avère également bénéfique dans la mesure où ce soutien créait des incitations à produire à la marge intensive, *i.e.* à accroître les rendements et donc à utiliser des pratiques intensives en intrants polluants, et à la marge extensive, *i.e.* à mettre en culture des terres auparavant en prairie. L'abandon des aides spécifiques par cultures peuvent être également vues comme bénéfiques d'un point de vue environnemental, ne serait-ce que parce qu'elles défavorisent la culture du maïs-fourrage au profit des prairies. Ces aides n'étaient pas découplées car elle favorisaient certaines cultures.

Ceci dit, à partir du moment où une aide versée à un agriculteur lui permet de maintenir son activité agricole cette aide est couplée vis-à-vis de la production agricole, selon un effet à la marge extensive. Aussi toute aide versée aux agriculteurs est en quelque sorte couplée au niveau de production agricole en général.

Cependant, le cadre réglementaire de l'OMC n'exclut pas de la boîte verte toutes les aides qui peuvent être versées aux agriculteurs. Pour pouvoir entrer dans la boîte verte, ces aides doivent être découplées au maximum, c'est-à-dire (Guyomard et Le Bris, 2003) :

- Ces aides doivent être calculées à partir de critères définis sur une période de base, par exemple une base historique.
- Ces aides ne doivent pas être liées aux volumes de production, aux utilisations d'intrants ou aux prix de la production ou des intrants des années suivant la période de base.
- Le versement de ces aides ne doit pas être contingent à la production des agriculteurs.

Ces critères sont définis de sorte à limiter au maximum la création de distorsions de concurrence.

4.8.4.2. OMC et compensations versées aux agriculteurs au titre de l'entretien et de la protection de l'environnement

L'OMC considère également que des aides à caractère environnemental peuvent faire partie de la boîte verte.

Les aides à la production d'aménités environnementales des MAE (*e.g.*, entretien des haies) peuvent entrer dans le cadre de la boîte verte, à partir du moment où le niveau des aides ne dépassent pas le sur-coût engendré par la production de ces aménités. Par exemple, les aides à l'entretien de haies ne doivent pas dépasser le coût des intrants que l'agriculteur mobilise à cet effet, y compris son temps de travail. Le co-financement des MAE par l'UE est contingent au respect de ce critère.

Les compensations versées aux agriculteurs soumis à des contraintes environnementales particulières entrent également dans le cadre de la boîte verte de l'OMC. Par exemple, si des taxes incitatives sur les prix des pesticides sont imposées, il est possible de compenser les agriculteurs sur la base des pertes de revenus que l'instauration des taxes fait subir aux agriculteurs. Cependant, ces aides doivent prendre la forme d'aides directes, par exemple prendre la forme des aides versées aux producteurs européens de grandes cultures (hormis les producteurs français qui continuent à bénéficier d'aides spécifiques aux cultures).

4.8.5. Compensation des effets des mesures incitatives de la régulation des pollutions par les pesticides

Les contraintes imposées par l'OMC ou l'UE sont justifiées d'un point de vue strictement économique. En effet, ces aides doivent être destinées à compenser les pertes de revenu des

agriculteurs, et non pas les effets des taxes sur les volumes de production. Chercher à compenser un secteur de production *via* un soutien des prix des produits annulerait les effets des taxes. Verser des aides par cultures est également délicat car ces aides peuvent avoir des effets pervers, notamment lorsqu'elles favorisent l'assolement des cultures les plus consommatrices de pesticides.

Pour autant, le versement de ces compensations ne se fait pas sans problème. Le premier type de problème est d'ordre technique : comment calculer ces compensations ? Le second est d'ordre politique : comment faire accepter ces compensations, notamment aux agriculteurs, et comment les intégrer dans le cadre de la PAC ?

4.8.5.1. Le calcul des aides visant à compenser les effets négatifs des instruments incitatifs sur le revenu des agriculteurs

Le calcul des compensations peut s'avérer être un exercice délicat mais pas insurmontable. Des calculs de ce type ont déjà été utilisés en 1992 dans le cadre de la mise en place des aides compensatoires liées à la réforme du système de soutien des grandes cultures de la PAC.

Ces compensations devraient être calculées sur une base historique en tenant compte des différences d'impact de la politique de régulation sur le revenu des agriculteurs liées aux cultures pratiquées et à la localisation des exploitations.

Bien entendu, il sera nécessaire d'enquêter auprès des agriculteurs afin de donner une base solide à ces calculs. Il est d'ailleurs à noter que ces données sont nécessaires à l'établissement du diagnostic de la situation requis pour la définition des instruments à mettre en place et ainsi que pour le pilotage de la politique mise en œuvre. Etant donné que ces compensations sont relatives à l'instauration de taxes, ces données d'enquêtes pourraient être complétées par les données recueillies par les institutions fiscales, tant au niveau du revenu des agriculteurs que de celui des ventes d'intrants.

Ces compensations pourraient être calculées sur la base des consommations de pesticides et des marges associées sur la période précédant la mise en place de la politique de régulation.

La première vague de compensation des taxes pourrait être calculée pour chaque exploitation simplement comme la somme des sur-coûts par culture engendrés par l'instauration des taxes sur la base des assolements et des pratiques des cinq dernières années. Ces sur-coûts pourraient être calculés sur la base des consommations moyennes de pesticides par culture et par département. Calculées de cette manière, ces compensations sur-estiment les pertes réelles des agriculteurs (en moyenne) puisque ces derniers auront intérêt à modifier leurs pratiques suite à la mise en place des instruments incitatifs de la régulation. Une estimation plus fine des pertes est difficile. Ceci dit, cette sur-estimation des pertes n'est pas réellement problématique. En effet, elle sera vraisemblablement faible. En considérant un taux de taxation moyen de l'ordre de 35%, ces compensations seraient de l'ordre de 35% des dépenses de pesticides des agriculteurs. En outre, elle peut être justifiée sur la base du financement des coûts liés à l'expérimentation des pratiques économes en intrants.

Cette dernière remarque met d'ailleurs en évidence un avantage des aides directes. Etant fixes, ces aides donnent en quelque sorte un « revenu » fixe aux agriculteurs qui peut jouer un rôle sur leurs pratiques selon un effet similaire à celui d'une épargne de précaution. Cet effet est similaire est à celui qui a été identifié dans le cas des aides compensatoires versées aux producteurs de grandes cultures suite à la réforme de 1992. Cependant, compte-tenu des sommes concernées, cet effet devrait être faible.

Ce calcul devrait ensuite être réactualisé régulièrement pour tenir compte de l'évolution réelle ou de l'évolution souhaitée des pratiques des agriculteurs. Ces dernières évoluant, les compensations pourront être diminuées. Il peut être utile de tenir compte des évolutions souhaitées des pratiques des agriculteurs plutôt que des évolutions observées pour éviter des comportements d'anticipation des agriculteurs. En effet, si ces derniers anticipent que les compensations ne seront pas modifiées s'ils ne

modifient pas leurs pratiques, ils peuvent être incités à peu modifier leurs pratiques.¹³⁸ Ces évolutions souhaitées pourraient être estimées sur des bases expérimentales ou suite à des enquêtes auprès d'agriculteurs précurseurs dans l'utilisation de pratiques économes en intrants polluants.

Néanmoins, d'autres procédures de compensation peuvent être utilisées. Le Danemark utilise par exemple des exonérations de taxes foncières mais d'autres procédures peuvent être imaginées. En tout état de cause, une meilleure connaissance de l'utilisation des pesticides permettrait de définir au mieux les modalités du calcul des compensations à verser aux agriculteurs.

4.8.5.2. *Compensations et aides de la PAC*

Les compensations présentées ci-dessus reposent sur des arguments similaires à celui de la conditionnalité (*cross-compliance*) des aides versées aux producteurs de grandes cultures. Néanmoins, ces compensations reposent sur des bases plus solides et sont en quelque sorte plus « justes » que les aides versées dans le cadre de la PAC.

D'une part les compensations présentées ici ne concernent pas que les grandes cultures, celles qui étaient déjà fortement aidées auparavant.

D'autre part, les critères utilisés jusqu'ici pour le versement des aides de la PAC aux grandes cultures reposent certes sur une bonne idée mais s'avèrent discutables. En effet, ces aides sont versées sous la condition du respect de la réglementation sur les bandes enherbées et de l'utilisation des « bonnes pratiques ». En France, ces dernières sont définies comme celles « qui seraient adoptées par un bon père de famille », *i.e.* comme celles utilisées actuellement.

Les compensations telles qu'elles sont calculées ici sont versées de façon automatique mais n'en respectent pas moins un critère tel que celui de l'« éco-conditionnalité ». En effet, l'instauration d'un système de taxation et de réglementation incitatif ne laisse en fait d'autres choix aux agriculteurs que celui de réduire leurs utilisations de pesticides. Certes, étant donné le calcul des compensations, un agriculteur pourra maintenir son niveau de revenu sans modifier ses pratiques sur la période suivant immédiatement la mise en place de la politique de régulation, mais ils ne pourra maintenir son niveau de revenu qu'en réduisant son utilisation de pesticides. Aussi, il n'est pas utile de vérifier la conditionnalité puisqu'elle est automatique : soit l'agriculteur réduit son utilisation de pesticides, soit il paie plus de taxes qu'il ne reçoit d'aides.

¹³⁸ Cet effet peut être important si les agriculteurs sont principalement conseillés par des conseillers dont le revenu diminuerait suite à une réduction de l'utilisation des pesticides (voir partie 3). Ces conseillers peuvent alors jouer le rôle de coordinateurs des choix des agriculteurs pour le maintien d'un *statu quo* qui est profitable aux agriculteurs et aux conseillers.

4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides

La limitation des impacts des produits phytosanitaires sur le milieu peut être réalisée par l'élaboration de contrats, mais ces contrats seront très différents selon qu'il s'agit :

- de contrats au sens juridique : "une convention par laquelle une ou plusieurs personnes s'obligent, envers une ou plusieurs autres, à donner, à faire ou à ne pas faire quelque chose" (code civil, article 1101),
- de contrats élaborés dans le cadre d'une approche volontaire, qui ne sont généralement pas opposables juridiquement et :
- de contrats construits en application de la "théorie des contrats", qui sont des instruments économiques particuliers, adaptés aux situations d'asymétries d'information.

Les trois concepts de contrats se sont développés de façon autonome et quasi parallèle. Nous allons tout d'abord décrire les contrats élaborés en application de la théorie des contrats, parce que cette théorie explore les possibilités de négociations qui existent entre un "Principal" et des "Agents" à qui il délègue un certain nombre de tâches, bien qu'il ignore un certain nombre de caractéristiques de ces agents et que ces caractéristiques influent sur le résultat qu'il attend. Nous examinerons ensuite les différentes approches volontaires, approches élaborées par des décideurs, souvent dans le cadre d'une négociation entre les pouvoirs publics et une industrie, un agriculteur ou un groupe d'agriculteurs. Nous illustrerons notre description par des mesures agri-environnementales existantes. Ces mesures agri-environnementales représentent des contrats juridiquement opposables.

4.9.1. Des contrats pour limiter les asymétries d'information

4.9.1.1. Fondements théoriques : régulation de pollutions diffuses en présence d'agents hétérogènes

En présence d'agents hétérogènes, et lorsque cette hétérogénéité n'est pas trop importante, un mécanisme différencié est une réponse adaptée. Rappelons que, lorsque l'hétérogénéité des situations à gérer est trop importante il n'est pas possible d'utiliser directement les enseignements de la théorie des contrats. En effet, bien que très générale cette théorie est de peu d'aide lorsque les situations à gérer sont hétérogènes dans un nombre de dimensions trop important.

Dans la réalité, un régulateur (un responsable de la politique de l'eau, un "décideur public", une agence environnementale) ne dispose pas de l'information qui lui est nécessaire pour mettre en place un instrument de façon adaptée : il ne connaît pas les dommages générés par chaque agent, ni les coûts individuels de dépollution de ces agents. Il ne peut donc pas définir un objectif de dommage qui soit "socialement acceptable", ni répartir de façon efficace l'effort de réduction des rejets entre les différents types de pollueurs. Pire, il n'existe pas de mécanisme qui permette, avec un instrument unique (la même taxe sur une quantité de polluants quel que soit l'agent auquel elle s'applique), d'éliminer complètement les distorsions induites par une pollution : il y aura dans ce cas toujours des pollueurs qui seront incités à faire plus d'efforts qu'ils ne le devraient, et d'autres que l'on laisse polluer plus qu'il ne serait efficace (Kolstad, 2000).

Par contre, il est possible de s'appuyer sur les développements de l'économie moderne, pour laquelle les interactions entre les agents et les asymétries d'information sont essentielles. Ainsi, l'application de la théorie de l'Agence aux problèmes de pollution (Laffont, 1991b) montre que s'il est possible d'inciter les agents à révéler correctement leur vrai coût de dépollution, le réglementeur peut en faire dépendre sa politique de contrôle, et répartir de façon efficace l'effort de réduction des rejets entre les agents. Bien entendu, les agents ont intérêt à manipuler l'information qu'il transmettent au régulateur. Pour assurer une révélation correcte des coûts de dépollution, le régulateur doit alors introduire plusieurs instruments : il propose aux agents un ensemble de contrats, qui comporte, pour chaque valeur du paramètre que le régulateur cherche à connaître, un objectif d'effort de réduction des rejets associé à un transfert monétaire. Et pour inciter chaque agent à choisir le contrat qui correspond à son

véritable coût de dépollution, le régulateur lui assure par le transfert monétaire au moins la rente qu'il gagnerait en mentant sur ses coûts (Salanié, 1994).

Le problème devient donc de construire un mécanisme qui minimise le dommage, le coût de dépollution, mais aussi les "rentes informationnelles" à verser (Salanié et Thomas, 1997) car le versement de ces rentes est coûteux pour le régulateur.

Les développements théoriques sont nombreux dans le domaine de la pollution diffuse (Wu et Babcock, 1996). Même si la validation de ces développements par leur application à des cas concrets demeure rare (Shortle et Horan, 2001), cette théorie fournit un cadre conceptuel intéressant pour la limitation des impacts des produits phytosanitaires sur le milieu.

4.9.1.2. Concepts mobilisés

Le régulateur soucieux de préserver l'environnement en limitant l'impact des produits phytosanitaires n'a généralement pas accès à l'information privée des agents qu'il régule :

- soit il ne sait pas qui ils sont, quelles sont leurs caractéristiques, et en particulier quels sont leurs coûts de dépollution et/ou d'adoption de techniques alternatives : dans ce cas, le régulateur est confronté à une situation de *sélection adverse*,
- soit il ne peut observer ce que font les agents et il fait face à une situation *d'aléa moral*.

Notons immédiatement que les deux sources d'incertitude coexistent souvent en pratique. Ainsi, un régulateur qui propose à une population d'agriculteurs d'adopter une bonne pratique agricole en échange d'une aide, ignore le plus souvent la répartition des coûts d'adoption dans la population ciblée et est confronté à des difficultés d'observation des efforts associés à l'adoption effective. En première analyse, ce régulateur peut considérer que seuls les agriculteurs ayant des coûts d'adoption inférieurs à l'aide proposée vont souscrire à cette mesure. Mais si l'intensité de l'effort demandé aux agriculteurs pour mettre en place la pratique alternative est difficile à contrôler¹³⁹, ce régulateur sera démuné face à des agriculteurs qui ont souscrit au cahier des charges en toute bonne foi, l'ont appliqué la première année, se sont heurtés à des difficultés de mise en oeuvre et ne réalisent pas l'effort nécessaire les années suivantes, tout en remplissant scrupuleusement les documents d'enregistrement demandés.

4.9.1.3. Solutions proposées

Dans les situations de sélection adverse (dans notre cas lorsque le régulateur ignore le vrai coût d'adoption d'une mesure), le régulateur peut proposer aux agents, non plus une mesure unique (une pratique alternative et un paiement associé), mais un menu de contrats, chaque contrat associant une pratique alternative et un paiement. Ce menu est élaboré de façon à ce que le contrat proposé à chaque type d'agriculteur soit plus intéressant pour lui que s'il choisissait tout autre contrat que celui qui lui est spécifiquement destiné : on ajoute une contrainte, dite "d'incitation", lors de l'élaboration de la politique agri-environnementale.

En théorie, on construit un modèle de comportement des agriculteurs, on dispose d'une fonction de répartition des coûts d'adoption des mesures agri-environnementales dans la population ciblée, et il reste relativement simple d'ajouter mathématiquement une telle contrainte d'incitation à un programme de maximisation d'objectif social par le régulateur.

En pratique, cette solution est loin d'être simple. Tout d'abord, le régulateur ignore souvent la répartition des coûts d'adoption dans la population d'agriculteurs. Il est bien évident que l'itinéraire

¹³⁹ c'est le cas en particulier pour toutes les MAE proposant la mise en place de lutte raisonnée : il est très difficile de contrôler *a posteriori* qu'une application de produit phytosanitaire a été réalisée, ou pas, sur une parcelle donnée.

technique d'un maïs ensilage produisant sans irrigation 10 tonnes de matières sèches en Bretagne est très différent de celui associé à un maïs-grain produisant 80 quintaux avec irrigation dans le Sud Ouest. Mais de là à déterminer quels seront les coûts d'adoption de la MAE 0801A "lutte raisonnée" par les agriculteurs des deux régions, les références manquent. Ensuite, le processus d'élaboration du cahier des charges au niveau régional repose sur une concertation avec les acteurs, et non sur la maximisation d'une fonction objectif par un régulateur : ce processus ouvre la porte à des mécanismes de négociation qui sont encore mal représentés dans la littérature théorique, mais qui sont peu compatibles avec une contrainte d'incitation. Enfin, il faut mentionner la réticence des négociateurs régionaux à employer un modèle, aussi séduisant soit-il en théorie, pour élaborer une politique publique et un processus de négociation est nettement préféré par ces négociateurs, pour des raisons affichées d'acceptabilité du processus. Concrètement, résoudre par les développements de la théorie des contrats les problèmes posés dans des situations où les coûts d'adoption de pratiques alternatives sont hétérogènes d'une exploitation à l'autre semble peu réalisable.

Les situations d'aléa moral sont de ce point de vue très différentes. La tâche du régulateur est compliquée dans la mesure où les décisions des agriculteurs, pertinentes pour l'exécution du contrat, peuvent ne pas être observables, du moins à un coût raisonnable. En particulier, le coût d'opportunité du travail pour l'agriculteur est susceptible d'être une information privée et pertinente pour l'efficacité des MAE, dans la mesure où l'usage d'inputs potentiellement polluants (produits phytosanitaires) et le travail sont substitués. L'incertitude inhérente aux processus de production et de pollution dans le domaine agricole suscite également des problèmes de partage du risque entre contractants, notamment lorsque les préférences des agriculteurs sont caractérisées par de l'aversion envers le risque.

La tâche du régulateur n'est pas uniquement de proposer des contrats de bonne pratique agricole mais aussi de s'assurer du bon respect des termes du contrat. L'impact des coûts de vérification n'est pas négligeable en général. Dans le domaine de la régulation de la pollution, une large littérature traite de divers aspects des mécanismes de vérification du respect des engagements des pollueurs (voir Cohen, 1999 et Bontems et Rotillon, 1999 pour un survol). Dans le domaine agricole, ces aspects sont encore peu étudiés. Le problème du régulateur est non seulement de déterminer la forme de la régulation optimale (norme, taxe etc.) mais aussi le mécanisme de contrôle associé (fréquence des inspections, pénalités en cas de non conformité).

Dans le cas agricole, le régulateur dispose parfois d'informations sur des performances collectives environnementales à un coût moindre que celui nécessaire pour disposer de performances individuelles. Une piste de recherche est précisément d'analyser comment le régulateur doit tenir compte des différents signaux (niveau de pollution dans le milieu, information sur les rendements moyens dans une zone, etc.) pour ensuite déterminer l'effort d'acquisition d'information sur les performances individuelles des contractants.

Une politique classique de second ordre est basée sur l'aversion au risque des contractants: peu de contrôles, par nature coûteux dans cette situation, sont réalisés par le régulateur et des sanctions très élevées sont appliquées pour non conformité (Holmstrom, 1982). Dans la pratique, le contexte institutionnel ne permet pas en général de fixer des sanctions à un niveau tel qu'elles puissent être dissuasives. La conditionnalité des aides pourrait cependant changer les choses dans un certain nombre de cas.

Une solution coopérative est envisageable si chaque agriculteur peut être aisément et fréquemment observé par ses collègues (Segerson, 1990). C'est le cas par exemple pour la mesure agri-environnementale imposant la fauche du centre vers la périphérie de la parcelle; bien que des contrôles soient très difficiles à organiser par l'administration, les éleveurs sont fréquemment en mesure d'observer la manière dont leurs voisins fauchent. L'idée de base est alors un contrat entre le régulateur et un consortium d'agriculteurs d'une zone donnée. Le consortium reçoit un paiement global si l'effet environnemental recherché est fourni et rien du tout sinon. En pratique le consortium

peut avoir à rembourser le paiement reçu *ex ante* si l'objectif n'est pas atteint, plus une pénalité éventuelle couvrant les coûts de l'administration et le coût d'opportunité des fonds publics (Falconer, et al., 2001). Cela signifie que la pénalité par agriculteur contractant est beaucoup plus faible que la pénalité optimale associée à des contrats individuels. Le respect de l'engagement collectif est basé sur les relations interindividuelles au sein du consortium, quelques passagers clandestins mettant en danger le paiement de tous les autres.

On constate parfois que les motivations sous-jacentes au respect des termes d'un contrat ne sont pas seulement le coût espéré des pénalités. Heyes (2001) et Bontems et Rotillon (2000) ont montré que l'introduction dans une population d'une certaine proportion de pollueurs honnêtes de manière inhérente par opposition à des agents opportunistes n'a pas toujours les effets attendus. Une autre piste de recherche consiste à faire un lien entre les préférences individuelles vis-à-vis de l'inéquité et les motivations du respect des termes du contrat signé avec le régulateur. On peut par exemple envisager que le coût psychologique lié à la fraude puisse être d'autant plus faible que l'on considère la politique contractuelle comme peu équitable et inversement. Il s'agit là de thèmes non encore étudiés à notre connaissance en économie de l'environnement.

Tableau 4.4. Prise en compte du risque dans les MAE (annexe B du PDRN édition 2001)

MAE	Eléments du cahier des charges	Prise en compte du risque dans le calcul du surcoût justifiant l'aide
0802A Mettre en place la lutte biologique	<ul style="list-style-type: none"> - Tenue à jour d'une fiche de visite de parcelle normalisée (surveillance accrue des cultures) - Substitution des traitements chimiques par des techniques de lutte biologique à préciser au niveau régional 	Pertes de production à préciser localement en fonction des cultures et estimées à un maximum de 10 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)
0803A Mise en place ou élargissement d'un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes	Mesure à décliner localement, sur les points suivants : <ul style="list-style-type: none"> - justification du choix d'un couvert annuel par rapport à un couvert pérenne, - le comité technique doit donner son accord sur les espèces à utiliser 	Pertes de production à préciser localement en fonction des cultures et estimées à 5 % sur la base d'un produit par hectare de 7 622 € (50 000 FF)
0804A Remplacer un traitement chimique par un traitement mécanique	Interdiction de tout traitement herbicide chimique	Pertes de production à préciser localement et estimées 20 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)
0805A Remplacer un désherbage chimique par un désherbage mixte (chimique + mécanique)	Diminution nette du nombre de traitements herbicides sans augmentation des doses par passage	Pertes de production à préciser localement et estimées 5 % sur la base d'un produit par hectare de 915 € (6 000 FF)

En revanche, en pratique, le partage du risque entre un régulateur et des agriculteurs volontaires a une part importante dans la construction des MAE visant à limiter l'emploi des produits phytosanitaires. Les contrats proposés incluent la prise en compte d'une perte de récolte moyenne. Bien que les contrats soient pluriannuels, cette prise en compte diffère d'une assurance de perte de récolte : l'agriculteur qui considère que le risque de perte de récolte est supérieur à celui pris en charge dans le contrat, ou qui a une aversion pour le risque plus importante que celle prévue par le régulateur, n'adoptera pas la pratique proposée (Tableau 4.4.).

4.9.2. Des approches volontaires comme instrument de gestion

Les approches volontaires se développent depuis le début des années 90 comme instruments de régulation environnementale dans la plupart des pays de l'OCDE. Ces approches ont été élaborées par des décideurs et des industriels comme une solution possible aux difficultés que rencontrent les instruments traditionnels face à la complexité de l'intervention publique en matière d'environnement. La littérature économique s'intéresse aux approches volontaires depuis le milieu des années 90 seulement, avec un accroissement net des publications depuis le début des années 2000.

L'OCDE définit une approche volontaire comme un "arrangement en vertu duquel des entreprises s'engagent à améliorer leurs performances environnementales au-delà des exigences légales" (OCDE 1999). Cette définition recouvre un large éventail de dispositifs, qui ont en commun deux caractéristiques :

- ce sont des contrats passés entre des industriels et l'administration suite à une phase intense de négociation (souvent c'est la qualité de la négociation qui conditionne l'intérêt du contrat) ;
- les entreprises s'engagent à aller au-delà des exigences réglementaires existantes (il convient de s'interroger sur les raisons motivant ce comportement *a priori* surprenant).

Ces arrangements ne sont pas des contrats au sens juridique du terme (Glachant, 2004) : en cas de défaillance d'une des parties, ils ne sont pas opposables devant un tribunal.

Certains pays semblent considérer ce type d'approche comme une alternative aux instruments plus traditionnels de protection de l'environnement¹⁴⁰. Au Japon, des accords négociés conclus à l'échelon régional permettent de combler l'écart entre les exigences des réglementations nationales et les besoins locaux (OCDE, 1999). Aux USA, des programmes volontaires publics se traduisent par des accord signés entre l'Agence pour la Protection de l'Environnement et des entreprises individuelles ; l'adhésion des entreprises est motivée par des considérations liées à leur image dans l'opinion publique et les accords ne sont assortis d'aucune disposition sur la vérification de leur application (OCDE, 1999). En Europe, des accords sont négociés et conclus à l'échelon national, entre les pouvoirs publics et des groupements d'entreprises (le plus souvent représentés par une organisation sectorielle) ; ces accords ont été élaborés dans le cadre d'une réforme de la réglementation, leur respect étant assuré par la menace de nouvelles dispositions réglementaires (OCDE, 1999). Ces accords concernent certains secteurs industriels consommateurs d'énergie (sidérurgie) et promeuvent des techniques plus efficaces en termes énergétiques, l'industrie des détergents pour limiter les phosphates dans les lessives, l'industrie automobile pour augmenter la proportion des parties recyclables dans les véhicules. A l'échelle européenne, le Système de Management Environnemental (SME) européen¹⁴¹ a été étendu à l'ensemble des secteurs économiques en 2001¹⁴². Toute entreprise qui souhaite participer au système s'engage, entre autres, à effectuer régulièrement un audit

¹⁴⁰ ces instruments "traditionnels" sont la réglementation et les instruments économiques, taxes, quotas, permis d'émissions négociables.

¹⁴¹ EMAS : <http://europa.eu.int/comm/environnement/emas>

¹⁴² Régulation (EC) No 761/2001 du Parlement européen et du conseil du 19 mars 2001.

environnemental ; elle peut utiliser le logo EMAS, y compris dans sa publicité, mais pas sur les emballages qu'elle emploie. Le taux d'adhésion à EMAS augmente régulièrement, selon la Commission européenne.

Il existe encore très peu de références sur des approches volontaires spécifiques aux pesticides. Nous décrirons tout d'abord quelle place prennent les approches volontaires dans la littérature économique, quels types d'approches volontaires existent, puis ce qu'elles devraient apporter à la problématique de réduction des pollutions diffuses par les pesticides.

4.9.2.1. Place des approches volontaires dans la littérature économique

L'analyse économique des approches volontaires se situe dans la ligne de la littérature comparant différents instruments de régulation environnementale. Les instruments théoriques de protection de l'environnement sont traditionnellement classés en deux catégories :

- les réglementations contraignantes (*command and control approaches*) qui reposent sur une prescription directe de l'agence environnementale,
- les instruments économiques qui s'appuient sur des incitations (taxe, subvention, marché de permis négociables).

L'efficacité respective de ces deux catégories d'instruments fait l'objet d'un débat alimenté par une littérature foisonnante (voir sections antérieures). En pratique, les deux catégories d'instruments rencontrent des difficultés d'application : les réglementations sont critiquées pour leur rigidité et les coûts élevés qu'elles engendrent pour les pollueurs et pour l'administration ; les instruments économiques font l'objet, lorsque l'administration envisage leur application, de pressions politiques importantes, certaines catégories d'agents que ces instruments défavoriseraient pouvant s'opposer à leur mise en place (groupes de pression¹⁴³). Concrètement, les instruments économiques sont généralement introduits à des niveaux trop faibles pour que leur fonction incitative s'exerce. La marge de manœuvre de l'autorité est limitée par l'acceptabilité de la politique environnementale qu'elle élabore.

Les approches volontaires ont été conçues par des décideurs avec l'objectif affiché de répondre aux problèmes d'acceptabilité des instruments traditionnels. Il faut noter de suite que les atouts des approches volontaires face aux problèmes d'acceptabilité des instruments traditionnels n'ont pas été complètement démontrés dans la littérature existante et sont encore en débat (Glachant, 2004). Le débat porte sur plusieurs points :

- d'un point de vue intuitif, solliciter l'engagement volontaire des firmes dans des actions de protection de l'environnement permet d'élaborer des mesures mieux adaptées à ces firmes, et donc plus acceptables. Cette adaptation risque cependant de s'effectuer au détriment du niveau des objectifs fixés : les approches volontaires offrent alors aux entreprises la possibilité d'échapper, du moins temporairement, à une réglementation plus stricte. Dans ce cas, les approches volontaires se réduisent à une manipulation des industriels au détriment de la qualité de l'environnement.
- le degré d'acceptabilité d'une politique publique dépend des coûts subis par les agents régulés. Une branche de la littérature sur les approches volontaires considère qu'elles permettent d'atteindre un niveau de pollution donné en économisant à la fois des coûts de transaction (procédures administratives simplifiées, tâches déléguées aux entreprises) et des coûts de dépollution pour les firmes polluantes (liberté de choix dans les actions de dépollution). D'autres types de coûts peuvent s'ajouter à ceux pris en compte classiquement dans les analyses : lorsque la pollution n'est pas la seule inefficacité présente dans l'économie, les instruments de réduction de la pollution ont un impact sur les autres sources d'inefficacité et peuvent engendrer des coûts indirects.

¹⁴³ voir en France les péripéties de la taxe sur les engrais azotés.

- pour pouvoir laisser une large marge de manœuvre aux pollueurs sans nuire à l'objectif environnemental, les approches volontaires doivent être accompagnées de mesures de rétorsion crédibles en cas d'échec de l'approche volontaire. Dans un certain nombre de cas, cette condition n'est pas vérifiée. Les différents auteurs s'accordent alors pour dire que l'approche volontaire traduit une collusion entre autorité et industriels sous l'apparence d'une politique environnementale.
- enfin, de nombreuses approches volontaires sont conclues par un groupe de firmes. Les conditions nécessaires pour qu'une coopération s'instaure entre ces firmes (en concurrence) pour respecter le contrat signé par le groupe font encore l'objet de travaux de recherche.

4.9.2.2. Les différentes approches volontaires existantes

Le terme d'approche volontaire recouvre des approches dont la nature est très diverse. L'OCDE regroupe ces approches en quatre types :

- *engagements unilatéraux* : ce sont des programmes de protection de l'environnement élaborés par des entreprises, qui en informent leurs partenaires et toute personne concernée, clients, employés, actionnaires, pouvoirs publics. Chaque entreprise définit les objectifs environnementaux qu'elle souhaite, ainsi que les moyens à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs. La vérification du respect des engagements peut être déléguée, ce qui renforce la crédibilité du programme. Certains de ces engagements unilatéraux sont pris suite à la perte de confiance du public en un produit, ou sous la menace d'adoption d'une réglementation plus rigoureuse.
- *accords privés* : ce sont des contrats passés entre une entreprise (ou un groupe d'entreprises) et les personnes qui subissent les effets négatifs de la pollution qu'elle émet. Le contrat peut être négocié et signé par des représentants des pollués (associations de protection de l'environnement, organisations locales). Il stipule la mise en place d'un dispositif antipollution, et/ou d'un programme de gestion de l'environnement.
- *accords négociés* : ce sont des contrats entre les pouvoirs publics et l'industrie. Le contrat comporte généralement un objectif (de moyens ou de résultats) et un calendrier de réalisation (cas de Vittel S.A.). Les pouvoirs publics s'engagent en général à ne pas introduire de nouvelles dispositions réglementaires sauf si l'action volontaire ne permet pas d'atteindre l'objectif convenu.
- *programmes volontaires publics* : un organisme public (une agence chargée de la protection de l'environnement) élabore des normes et définit les conditions de participation des différentes entreprises, les dispositions qu'elles doivent respecter, les critères de surveillance et l'évaluation des résultats. L'organisme public peut concéder des avantages économiques (comme des subventions à la recherche ou au développement, une assistance technique ou un parrainage).

Nous nous intéresserons particulièrement aux accords négociés, et dans une moindre part aux programmes volontaires publics.

D'autres classifications sont proposées, parmi lesquelles deux méritent de retenir l'attention. David (2004) classe les approches volontaires en approches qui interviennent sous la menace d'un autre instrument, et les approches intervenant sans cette menace. Les approches du premier type peuvent s'apparenter à des instruments standards, accompagnés d'une contrainte de participation qui permet de tenir compte des problèmes d'acceptabilité. Parfois, l'approche volontaire n'est qu'une nouvelle façon de mettre en place des instruments existants. Le "poids" qu'exerce la menace sur le "volontariat" des entreprises représente la plus grande partie de la littérature sur les approches volontaires. A contrario, les approches volontaires appliquées sans menace n'incluent généralement pas d'objectifs quantifiés de dépollution, et à ce sens ne peuvent pas remplacer une politique traditionnelle de protection de l'environnement qui viserait une réduction effective de la pollution avec une échéance donnée (David 2004). Le programme européen EMAS, les normes ISO 14001 font partie de ce type d'approches

volontaires. Parfois cette forme d'approche volontaire débouche sur des performances environnementales proches de celles qui auraient été atteintes en leur absence (OCDE, 2003).

Glachant (2004) propose quant à lui de distinguer deux aspects des approches volontaires : l'objectif collectif de dépollution, et la traduction de cet objectif collectif en objectifs individuels. Quel que soit le mode de négociation adopté pour l'approche volontaire, l'objectif que se fixent les deux parties, l'objectif de réduction des émissions qui est fixé peut poser deux questions : cet objectif est-il réellement ambitieux ? En supposant qu'il le soit, comment pourra-t-il être atteint lorsqu'il n'est associé à aucun mécanisme de sanction en cas de non-respect de l'engagement par l'industrie ? Par ailleurs, en pratique, les approches volontaires françaises "ne semblent pas avoir donné lieu à une intense négociation inter firmes" (Glachant, 2004) : si des décisions unilatérales et non coordonnées des entreprises ont suffi à atteindre les objectifs collectifs, on peut s'interroger sur l'ambition véritable de ces objectifs.

4.9.2.3. *Que peuvent apporter des approches volontaires à la réduction des pollutions par les pesticides ?*

Le caractère diffus des pollutions par les pesticides rend nécessaire, pour réduire ces émissions, la coopération de tous les acteurs susceptibles de les employer. Les asymétries d'information entre le régulateur national et cette multitude d'acteurs ouvrent la porte à de nombreuses distorsions. Dans ces conditions, il peut apparaître intéressant de chercher à faciliter la coopération de ces acteurs au travers d'approches volontaires. Les études de cas réalisées par l'OCDE (2003) sur les approches volontaires dans l'industrie et les travaux théoriques existants permettent alors d'analyser les marges de manœuvre permises par les approches volontaires dans la réduction des pollutions par les pesticides.

Objectif collectif de dépollution

L'objectif collectif de dépollution d'une approche volontaire est agréé par le secteur qui s'engage dans cette approche. A ce titre, cet objectif est éminemment suspect sur deux points :

- cet objectif va-t-il au-delà des améliorations environnementales qui seraient advenues en l'absence d'accord (Glachant, 2004) ? Pour l'OCDE, dans un certain nombre de cas, une grande partie des réductions d'émissions convenues a été réalisée entre l'année de référence utilisée pour la comparaison et la date de signature de l'accord : les entreprises planifiant à l'avance les changements de techniques et de processus qu'elles vont employer, les réductions qui interviennent dans les deux années suivant la signature d'un accord de réduction volontaire des émissions "pourraient représenter un scénario *au fil de l'eau*" (OCDE, 2003).
- même si l'objectif fixé va au-delà du scénario *au fil de l'eau*, la question de la façon d'atteindre cet objectif se pose s'il n'existe pas de mécanisme de sanction formel en cas de non-respect de l'accord.

Le rôle de la négociation dans l'élaboration des approches volontaires est prépondérant. Lorsque la négociation porte essentiellement sur l'objectif social de dépollution, la dimension volontaire tend à s'effacer (Glachant, 1995) : lorsque le régulateur ne connaît pas le coût agrégé de dépollution des firmes, il ne peut formuler une menace crédible permettant l'émergence du volontarisme des firmes et les négociations s'identifient à une procédure classique de consultation des parties concernées préalable à l'élaboration d'une réglementation. Lorsque la négociation porte sur les moyens à mettre en œuvre pour atteindre un objectif préalablement fixé, Glachant (1995) montre que les approches volontaires sont des instruments originaux de politique environnementale, qui permettent la mise en place de négociations décentralisées entre firmes sous certaines conditions.

Savoir qui est le *leader* (au sens de Stackelberg) dans la négociation a également son importance. Ainsi, lorsqu'un régulateur (représentant le pouvoir exécutif) et un législateur négocient avec des

firmes polluantes, et que ce régulateur et ce législateur n'ont pas des objectifs confondus, le régulateur peut conclure un accord négocié avec les firmes : le régulateur délègue aux firmes la mise en place de la politique environnementale, les firmes évitent la contrainte d'une législation mais l'accord négocié se traduit par une baisse du surplus collectif par rapport à une législation classique (Hansen, 1997).

Par ailleurs, si l'OCDE insiste tant dans ses rapports sur la nécessité de surveiller l'ambition de l'objectif collectif de réduction des émissions, c'est que cette organisation peut établir un nombre important d'accords négociés pour lesquels cet objectif ne dépasse pas la réduction que l'on aurait pu attendre d'un scénario « au fil de l'eau ». D'autres travaux vont plus loin dans l'analyse : Maxwell et Lyon (1999) montrent ainsi que la recherche de l'efficacité environnementale n'est pas le déterminant principal de la signature des accords négociés qui ont été adoptés aux USA dans la première moitié des années 90. Ces accords auraient été négociés sous la pression conjointe d'une réglementation environnementale de plus en plus complexe, d'innovations technologiques importantes, de coupes budgétaires sévères pour l'EPA et de recours juridiques de plus en plus importants de la part des citoyens (Maxwell et Lyon, 1999).

La plupart des travaux menés sur les accords volontaires portent sur des accords signés par l'industrie et la question de l'unité de mesure de l'objectif environnemental n'est que rarement posée. Le plus souvent, l'objectif de réduction est fixé en pourcentage d'émissions, molécule par molécule. La situation est très différente pour les pollutions par les pesticides, le grand nombre de molécules et de métabolites impliqués dans les émissions rendant inintéressant un objectif de réduction molécule par molécule. Par contre, fixer un objectif pondéral sur l'ensemble des molécules peut conduire à une substitution de molécules, les agriculteurs utilisant préférentiellement des molécules actives à moindre dose et les conséquences sur l'environnement restant inchangées. C'est ce qui s'est passé aux Pays-Bas : en 1991, le gouvernement néerlandais a fixé un objectif de diminution pondérale de 50 % des pesticides à horizon 2000 ; cet objectif a effectivement été atteint, mais par une limitation de l'utilisation des désinfectants du sol et l'utilisation de molécules actives à doses faibles (F.M.W. de Jong et al., 2001).

Raisons de l'engagement des firmes

A priori, une entreprise polluante n'a aucun intérêt à s'engager dans une action environnementale qui va générer des coûts et limiter son profit. Si elle le fait malgré tout, c'est que les avantages qu'elle espère retirer de la limitation de sa pollution sont supérieurs aux coûts de cette réduction. Examinons ces avantages.

S'engager dans une approche volontaire peut permettre à l'entreprise de se construire une image "verte". Lorsque l'image d'une entreprise est bonne, la motivation des salariés et leur confiance envers leur employeur peuvent s'en trouver renforcées, et se traduire par une meilleure productivité de cette main d'œuvre (OCDE, 1999). Cet axe nous semble peu adapté à la problématique des pesticides agricoles et nous ne le développerons pas. Par contre, pour les grandes firmes fournissant les produits phytosanitaires, ne pas avoir une image "verte" peut se traduire par une baisse de leur cotation en bourse, de façon similaire à la baisse de cotation d'entreprises américaines suivant la publication de leurs émissions (Hamilton, 1995). Pour de grandes firmes, une réduction des émissions, associées à la publication de cette réduction, peut améliorer la valeur boursière (Konar et Cohen, 2001). Dans certaines conditions, et pour des émissions ponctuelles, les firmes réagissent néanmoins à la baisse de leur valeur boursière suite à la publication de mauvais résultats sur leurs émissions par une délocalisation de leurs déchets plutôt que par une réduction (Khanna et al., 1998).

L'image de l'entreprise peut entrer dans une stratégie de différenciation des produits : augmenter la qualité environnementale de l'entreprise peut, si les consommateurs ont une disponibilité à payer suffisamment importante, augmenter les profits par une hausse des prix ou des ventes (Arora et Cason, 1995). Le nombre croissant d'entreprises entrant dans une démarche d'éco label illustre cette

tentative de différenciation (Karl et Orwat, 1999). En pratique, on peut mentionner la signature par les jardinerie de l'agglomération rennaise et des bassins versants d'alimentation de cette agglomération d'une charte dans laquelle elles s'engagent à diminuer les ventes de produits phytosanitaires¹⁴⁴. Aux Pays-Bas, le label « *Milieukeur* », qui apparaît comme un signe de qualité pour les consommateurs, n'autorise que l'emploi de pesticides considérés comme « bénins pour l'environnement ». Le gouvernement néerlandais subventionne des campagnes de sensibilisation des consommateurs à l'intérêt pour eux d'acheter des produits disposant d'un éco label, en considérant qu'à terme, ce label sera une condition d'accès au marché aux Pays-Bas.

Cette approche est controversée, en particulier parce que le nombre d'exemples sur lesquels tester les hypothèses de base de la négociation est encore trop faible pour obtenir des estimations fiables. Certains auteurs considèrent que le nombre de produits pour lesquels cette différenciation est possible est vraisemblablement faible ; en particulier, la demande pour des biens intermédiaires n'est, pour certains auteurs, pas sensible aux caractéristiques environnementales de ces biens (Alberini et Segerson, 2002).

Par ailleurs, les coûts et avantages d'une approche volontaire dépendent souvent du nombre d'entreprises qui participent au programme (OCDE, 1999). Ainsi, les coûts individuels de réduction peuvent diminuer lorsque le nombre d'entreprises augmente par réduction de l'effort individuel ; de façon similaire, les économies de réglementation ont une dimension collective : si un petit nombre d'entreprises réduit volontairement ses émissions, il est peu probable que l'administration soit dissuadée de réglementer (OCDE, 1999). La dimension collective des coûts renvoie cependant aux interrogations sur la coordination des acteurs pour répartir l'effort de réduction des émissions et atteindre les objectifs collectifs fixés dans l'accord (Glachant, 2004).

La réduction volontaire des pollutions peut permettre à l'entreprise d'échapper à une régulation plus contraignante (Segerson et Miceli, 1998). En prenant l'initiative, l'entreprise peut espérer devancer la réglementation publique (OCDE, 1999), et, en choisissant elle-même les actions de dépollution qu'elle met en place, dépolluer à un coût inférieur. Wu et Babcock (1999) ajoutent la possibilité pour le régulateur de proposer une incitation positive à la coopération, comme la fourniture d'une expertise technique à la réduction de la pollution. Si le régulateur fournit ce type de services à un coût inférieur à celui que supporterait la firme si elle devait le fournir elle-même, la firme a une raison supplémentaire d'adhérer au programme (Wu et Babcock, 1999).

Même lorsque les consommateurs ne sont pas directement sensibles à la qualité environnementale du processus de production des biens qu'ils achètent, il existe une menace de contestation sociale liée aux risques environnementaux. Une entreprise peut se percevoir comme exposée à un phénomène de contestation qui peut viser ses techniques de production (Hommel et Godard, 2002) et s'engager dans une approche volontaire pour se couvrir par avance des risques qu'elle pourrait créer. Des résultats mettent l'accent sur la pression possible de futurs investisseurs, ainsi que la possibilité de recours futurs, sont les déterminants les plus importants de l'adoption par les firmes de systèmes de management environnemental (Anton et al., 2004).

Enfin, les entreprises peuvent s'inscrire dans un jeu stratégique avec leurs concurrents. De cette façon, une firme peut développer une nouvelle technologie lui permettant une meilleure performance environnementale que les standards courants. Même si cette technologie est plus onéreuse que les technologies existantes, elle peut conférer un avantage à l'innovateur par rapport aux autres firmes si elle devient la base d'une nouvelle réglementation (Salop et Scheffman, 1983). Par ailleurs, des travaux très récents intègrent les réglementations environnementales dans des économies imparfaites

¹⁴⁴ " En signant la charte "Jardiner au naturel, ça coule de source !", 25 jardinerie de l'agglomération rennaise et de 4 bassins versants d'alimentation en eau potable d'Ille et Vilaine s'engagent à diminuer la vente de pesticides aux particuliers au profit de matériels et de techniques de jardinage plus naturelles. Une démarche concertée entre professionnels du jardinage, associations de consommateurs et d'environnement, association de jardinage et pouvoirs publics."

(David, 2004). Lorsque les firmes polluantes sont en concurrence imparfaite, l'instrument de régulation environnemental modifie la concurrence entre les firmes, leur pouvoir de marché, leur incitation à sortir ou à entrer sur le marché ; les distorsions dues à l'imperfection de concurrence peuvent être amplifiées ou au contraire atténuées, ce qui affectera finalement le bien être collectif. Ces travaux sont récents et ne portent que sur des cas stylisés. En particulier, dans le cas d'un oligopole en concurrence imparfaite, lorsqu'il existe deux façons de réduire la pollution (baisse de production ou dépollution en bout de chaîne), une taxe par unité d'émission et un quota de pollution engendreraient tous deux une quantité produite et une dépollution insuffisantes. Dans le cadre du modèle développé par David (2004), un accord volontaire portant sur le niveau d'investissement dans la dépollution (inspiré de l'accord danois sur les émissions de carbone et de soufre) n'affecterait pas la production des firmes, et permettrait un niveau d'investissement toujours plus élevé que la taxe ou le quota.

Quelles entreprises s'engagent dans une approche volontaire ?

Au-delà de l'acceptabilité d'une politique, la question de l'ensemble des firmes susceptibles de réduire le plus leurs émissions suite à une politique est centrale car elle conditionne le ratio coût-efficacité de la politique. En effet, ce ratio sera très différent si les entreprises les plus polluantes et ayant les coûts de dépollution les plus faibles s'engagent dans une réduction volontaire de leurs émissions, ou si au contraire ce sont les entreprises les moins polluantes qui trouvent intérêt à s'y engager. Certains travaux concluent qu'une performance environnementale faible augmente la probabilité de participation à un programme volontaire (Khanna, 2001), ou que la participation est plus intéressante pour les firmes qui polluent beaucoup (Arora et Cason, 1995). Les travaux plus récents sont mitigés et considèrent que le lien entre la performance environnementale de la firme et sa participation à un programme volontaire n'est pas si simple, et dépend des réglementations associées à chaque polluant (Videras et Alberini, 2000).

Appliquées aux pesticides, certaines évaluations économétriques mettent en évidence que les agriculteurs américains accepteraient un risque de perte de rendement pour diminuer le risque de dégradation de l'environnement lié à leur utilisation de pesticides (Lohr et al., 1998). Plus important, ces travaux montrent que les agriculteurs intègrent explicitement leur perception des risques (risque environnemental et risque de perte de rendement) dans leur fonction d'utilité et dans leur décision de modérer ou non leur utilisation d'herbicides et d'insecticides. Sous certaines conditions de respect de concurrence, Lohr et al. préconisent la mise en place d'accords volontaires pour limiter l'emploi des pesticides.

Accords négociés sous la menace crédible d'un renforcement de la réglementation

La menace crédible d'un renforcement d'une réglementation contraignante est sans doute l'association entre approche volontaire et instruments traditionnels qui est la plus étudiée. Espérer devancer une réglementation contraignante semble une raison suffisante à de nombreux auteurs pour qu'une entreprise adhère à une approche volontaire ; de ce fait, de nombreux travaux portent sur les conditions d'émergence d'engagements volontaires sous la menace crédible de renforcement des contraintes réglementaires (Alberini et Segerson, 2002; Segerson et Miceli, 1998).

En pratique, c'est effectivement sous la menace d'instauration d'une taxe sur les pesticides que l'Initiative Volontaire, dont l'objectif affiché est d'encourager les agriculteurs à mieux utiliser les pesticides, a été signée entre le gouvernement anglais, les prescripteurs, les agriculteurs et des associations de protection environnementale (*House of Commons et Environmental Audit Committee*, 2003).

Lorsque la menace est un quota de pollution, un processus d'accord négocié permettrait d'atteindre un équilibre de façon systématique et conduit à un niveau d'abattement de la pollution plus important que celui obtenu avec un quota de pollution employé seul (Glachant, 2005).

Lorsque la menace est une taxe, cette menace peut suffire à conduire à une réduction des émissions par les firmes (Golombek et Moen, 2002). Mais cette réduction n'est pas efficace car elle incite les grandes entreprises à assurer une part relativement plus élevée de la réduction comparée aux petites entreprises.

Traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels

Les accords sont négociés entre les pouvoirs publics et une branche ou un secteur de l'économie. Si le signataire des accords a les moyens d'engager les individus qu'il représente dans des négociations inter firmes, des solutions en termes d'approches volontaires peuvent s'avérer efficaces.

Les analyses comparant plusieurs formes d'approches volontaires sont encore peu nombreuses, et s'inscrivent dans des cadres théoriques bien précis. Ainsi, Lyon et Maxwell (2003) examinent le cas d'un régulateur confronté à un ensemble continu de firmes, différenciées sur leur coût de dépollution, et produisant un bien à un prix fixé. Ce régulateur entreprend une négociation avec les firmes : il leur propose de s'engager unilatéralement pour réduire la pollution (en adoptant une technologie non polluante), puis il observe le taux d'engagement et peut alors choisir de proposer une nouvelle loi imposant une taxe sur la pollution. Si cette loi est adoptée, les firmes qui ne se sont pas engagées volontairement à la première étape peuvent choisir d'adopter la technologie non polluante ou de payer la taxe. Si le parlement n'adopte pas la loi, le régulateur peut proposer un programme volontaire public consistant à subventionner l'adoption de la technologie par des fonds publics. Ce processus de négociation est relativement proche d'une négociation agri-environnementale. Le premier résultat théorique est que chaque fois que le régulateur peut proposer une taxe sans résistance politique, la taxation domine toujours les programmes volontaires publics, car elle incite aussi bien les firmes inefficaces à cesser la production que les autres firmes à adopter la technologie non polluante, le programme volontaire public n'agissant qu'en incitant à cette adoption (Lyon et Maxwell, 2003). Plus surprenant, lorsque les firmes savent que le régulateur dispose de l'option de proposer un programme volontaire public, elles peuvent faire pression et augmenter la résistance politique à des schémas de taxes qui seraient préférables d'un point de vue du bien-être public : l'existence possible d'un programme volontaire public peut ainsi induire une diminution du bien être.

Lyon et Maxwell (2003) identifient les conditions sous lesquelles un programme volontaire public peut être souhaitable :

- tout d'abord, un tel programme est préférable à une inaction du gouvernement dans les cas où la taxation est désirable mais ne peut être proposée en raison d'une résistance politique ;
- ensuite, un programme volontaire public peut être plus efficace qu'une taxe dans certaines conditions, notamment lorsque le coût de collecte des fonds publics est faible, lorsque le coût d'adoption de la technologie non polluante est petit, que ce coût ne varie pas beaucoup entre les firmes, et lorsque la résistance politique à une taxation est élevée.

Des engagements unilatéraux peuvent être entrepris pour parer à une taxation. Lyon et Maxwell (2003) montrent que lorsque c'est le cas, le bien-être social augmente. Par contre, les firmes n'entreprendront aucun engagement unilatéral si elles savent qu'un programme volontaire public peut leur être proposé (Lyon et Maxwell, 2003).

En France, les évaluations des dispositifs de MAE, à travers les CTE (qui sont un programme volontaire public), ont mis en évidence la faible participation des agriculteurs (Instance Nationale

d'Evaluation du Contrat territorial d'Exploitation, 2003). Le PDRN prévoit plusieurs mesures affectant l'utilisation de produits phytosanitaires :

- soit de façon directe :
 - o en réduisant l'usage d'herbicides par le désherbage mécanique (mesures 0304A pour les cultures pérennes, 0305A-2 pour le tournesol, 0614A pour l'entretien mécanique des talus, 0804A et 0805A en cultures annuelles), ou par un désherbage thermique (mesure 0808A en maraîchage),
 - o en remplaçant la désinfection chimique par des procédés physiques (mesure 0809A en arboriculture, 0810A en maraîchage),
 - o en adoptant un mode de lutte raisonnée (mesure 0801A),
 - o en mettant en place une lutte biologique (mesure 0802A),
 - o en modifiant les techniques de lutte contre les rongeurs nuisibles (mesure 0806A),
 - o en remplaçant l'atrazine par un autre produit phytosanitaire moins polluant (mesure 0807A),
 - o en remplaçant le broyage par un traitement chimique à base de glyphosate dans les milieux où les risques de destruction de la petite faune par broyage constituent un fort enjeu (mesure 1606A).
- soit de façon indirecte :
 - o en diversifiant les cultures dans l'assolement (mesure 0205A) ou :
 - o en mettant en place un couvert herbacé sous cultures ligneuses pérennes (mesure 0803A).

4.9.2.4. Articulation possible des différents modes d'action

L'OCDE considère que les approches volontaires sont des moyens efficaces, soit lorsqu'ils sont appliqués en combinaison avec d'autres éléments d'action, soit lorsqu'ils servent à explorer de nouveaux domaines d'action des pouvoirs publics (OCDE, 2003). C'est le cas de la limitation des pollutions diffuses, pour lesquelles de nombreux progrès sont encore attendus, notamment en matière de caractérisation des coûts de dépollution, du cheminement des polluants, d'évaluation des dommages à court, moyen et long terme, ou de demande sociale effective pour un environnement plus sain.

En première approche, favoriser la mise en œuvre de pratiques de protection des cultures et d'aménagement visant à réduire l'utilisation et l'impact des pesticides se raisonne de façon très différente selon la variabilité des productions sur la zone considérée, mais aussi selon le bénéfice que peut retirer un agriculteur de sa production, rapporté aux prix des pesticides dont on veut limiter l'emploi. Ainsi, un régulateur peut être confronté à une grande diversité de production, soit parce qu'il se place au plan national, soit parce que la région sur laquelle il travaille est favorable à de nombreuses productions. Cette grande diversité de productions va rendre le coût du contrôle de présence de résidus de produits phytosanitaires dans l'eau prohibitif, et le régulateur ne pourra utiliser l'argument d'un contrôle systématique. Dans ce cas, si les agriculteurs tirent de leur production un bénéfice important comparé au prix des produits phytosanitaires qu'ils emploient, ils seront incités à utiliser des itinéraires techniques intensifs (intensifs en produits phytosanitaires). Seule une modification de ce rapport des prix peut les inciter à choisir des itinéraires moins intensifs. Une fois ce rapport des prix modifié, le régulateur peut favoriser l'adoption d'itinéraires moins intensifs en diffusant des connaissances sur ces itinéraires (programmes éducatifs, assistance technique).

A l'opposé, le régulateur peut être confronté à des productions relativement homogènes, soit parce qu'il s'intéresse à une région plus petite (région céréalière, petit bassin versant laitier), soit parce qu'il souhaite réguler une filière (production sous serre, viticulture). Lorsque le régulateur s'intéresse à une filière, il peut utiliser la menace d'une réglementation plus contraignante pour favoriser l'émergence d'approches volontaires, ou choisir une approche par une taxe pour modifier le rapport des prix inputs/production, voire imposer une taxe (au niveau national) et menacer de l'augmenter si la filière ne s'organise pas « volontairement » pour diminuer ses émissions. Lorsque le régulateur s'intéresse à

un bassin versant uniquement agricole, il dispose d'un argument supplémentaire : il peut brandir la menace d'un contrôle de la qualité de l'eau pour inciter les agriculteurs présents à limiter l'emploi des pesticides.

De toute façon, les approches qui seront favorisées vont dépendre du rapport des prix entre les productions et les produits phytosanitaires. Certains travaux soulignent effectivement que la signature d'accords négociés est favorisée par les situations dans lesquelles les firmes sont plus concentrées (Brau and Carraro, 1999) ; de plus, l'adoption d'approches volontaires est susceptible d'augmenter encore la concentration de ces firmes. Adopter des approches volontaires soulève la nécessité d'un arbitrage entre bénéfices environnementaux et coûts liés à l'adoption, que seul permet un ensemble de politiques qui contrôle à la fois les problèmes d'émissions et de compétition (Brau et Carraro, 1999).

Enfin, lorsque le régulateur s'adresse à des productions moyennement diversifiées (petite région de polyculture – élevage), il nous semble que des programmes volontaires publics peuvent trouver leur place.

4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs

La politique proposée ici vise à répondre à des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Elle est articulée autour de la procédure d'homologation des pesticides et de la mise en place de taxes incitatives sur le prix des pesticides qui permettent d'atteindre les objectifs généraux *a minima* au moindre coût administratif. Elle se décline ensuite autour d'une politique active de recherche, de développement et de conseil visant à offrir aux agriculteurs les moyens techniques de diminuer leurs utilisations de pesticides sans trop diminuer leurs rendements et donc leurs marges. L'importance de cette politique met l'accent sur le fait que les pratiques économes en intrants polluants sont généralement intensives en capital humain et en temps de travail qualifié. Par là même, elle met en évidence que des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions sont nécessairement des objectifs de long terme.

Enfin, cette politique est complétée par des instruments pouvant être utilisés, soit pour résoudre des problèmes particulièrement aigus localement (interdictions d'utilisation de pesticides, contrats proposés à des agriculteurs ou à des groupes d'agriculteurs dont des subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides), soit pour résoudre des problèmes spécifiques à certains secteurs (en particulier celui des cultures spéciales). La section 4.9 montre que l'éventail des instruments utilisables dans ce contexte est très important.

Le système de taxation est un élément central de cette politique car les taxes sur les pesticides jouent le rôle d'éperon pour la plupart des autres instruments utilisés : les agriculteurs utilisant des pesticides onéreux chercheront à adopter des pratiques permettant d'utiliser moins de pesticides, ils seront donc demandeurs de conseils et de formations. De même, ces taxes rendront moins coûteuses pour le budget de l'Etat les subventions à verser pour utilisation de bonnes pratiques et les interdictions d'utilisation des pesticides moins pénalisantes pour les agriculteurs qui y sont soumis. Enfin ces taxes jouent un rôle important au niveau de l'offre de pesticides.

Ce schéma de politique de régulation n'est évidemment pas le seul qui puisse être utilisé pour la réduction de l'utilisation des pesticides, mais il nous semble qu'il possède de bonnes propriétés quant à son efficacité économique, *i.e.* dans une perspective coût/efficacité.

En outre, il peut être facilement adapté à des objectifs moins ambitieux. Le niveau des taxes peut être adapté, les taxes peuvent n'affecter que le prix de certains pesticides, ...

De même, s'il est considéré que seuls des problèmes locaux persistent, seule l'utilisation des instruments d'interdiction ou d'instruments contractuels est requise.

Cependant, dans tous les cas la mise en place d'une politique active de recherche, de développement et de conseil s'avère nécessaire. Même pour résoudre des problèmes locaux, l'utilisation de pratiques économes en intrants polluants est nécessaire. Cette politique est génératrice d'économies d'échelle dans le sens où certaines pratiques, même définies pour résoudre un problème local, peuvent être suffisamment générales pour être « facilement » adaptées à d'autres contextes. La mise au point de ces pratiques permet donc de réduire le coût de la diminution des pollutions même dans les zones où les niveaux de pollution sont jugés comme étant acceptables. La réduction de ce coût peut alors remettre en cause l'arbitrage défini dans le cadre d'une analyse coût/bénéfice (voir la partie 1).

En matière de recherche la création de groupe d'experts à l'échelle de l'UE permet d'exploiter des économies d'échelle au niveau européen en associant des chercheurs confrontés à des problèmes analogues, bien qu'ils soient localisés à travers toute l'UE. Cependant, cette coopération entre Etats-membres de l'UE pourrait avantageusement être étendue à d'autres domaines. Par exemple, la mise en place d'un système de taxation homogène à l'échelle européenne réduirait significativement les coûts de contrôle de ce système. En même temps, elle réduirait à néant les distorsions de compétitivité liées à la mise en place de ce système, tout au moins pour ce qui concerne le commerce intra-UE des produits agricoles. Néanmoins, si cette coopération à l'échelle européenne paraît souhaitable, elle n'est pas nécessaire. Une politique ambitieuse de réductions des pollutions par les pesticides peut se justifier à l'échelle d'un pays comme la France.

Par ailleurs, les analyses conduites ici ont montré que les problèmes liés à l'utilisation des pesticides sont liés à ceux des autres pollutions d'origine agricole : pollutions par les fertilisants ou les effluents

d'élevage. Là encore des économies pourraient vraisemblablement être réalisées, au niveau des coûts administratifs des instruments à mettre en place, au niveau des coûts des politiques de recherche, développement et conseil ou au niveau de l'efficacité des instruments d'incitation à la réduction de l'utilisation des intrants polluants. Ce point, largement éludé dans l'analyse économique des politiques de régulation des pollutions d'origine agricole, mériterait plus d'attention.

Les questions précédentes sont d'ailleurs liées à celles de la répartition des tâches entre administrations, agences ou organismes para-agricoles et de la coordination des institutions concernées par la régulation des pollutions d'origine agricole. Cette coordination s'avère nécessaire ne serait-ce que pour faciliter le transfert des informations requis pour un pilotage précis des politiques de régulation. L'analyse de ces questions déborde du cadre défini par cette expertise scientifique, ne serait-ce parce qu'elles dépassent les compétences des économistes.

Dans le même ordre d'idées, il peut être intéressant de combiner plusieurs disciplines des sciences sociales pour définir la forme précise d'un instrument. Par exemple, la définition des formes de conseil les plus adaptées relèvent d'autres disciplines telles que la sociologie ou la psychologie. De même, la définition de la forme des instruments de sensibilisation des consommateurs aux problèmes d'origine agricole ou de la forme des labels valorisant des pratiques respectueuses de l'environnement relèvent de disciplines tels que la sociologie ou le marketing.

En fait, le principal intérêt de l'analyse présentée dans cette partie est de montrer qu'il est possible d'atteindre des objectifs ambitieux de réduction des pollutions par les pesticides à des coûts raisonnables pour les agriculteurs et les contribuables dès lors qu'on s'en donne le temps et les moyens.

Bien entendu, la science économique présente un cadre d'analyse général du problème des pollutions. Mais ce cadre d'analyse est difficile à mettre en œuvre concrètement pour définir conjointement les objectifs de la régulation des pollutions et les autres objectifs pertinents du choix social (revenu des agriculteurs, niveau de la production agricole, ...).¹⁴⁵ Dans ce contexte le rôle des économistes est d'éclairer les choix publics en :

- détaillant les liens qu'entretiennent ces objectifs à travers les mécanismes du fonctionnement de l'économie et par conséquent de mettre en évidence les arbitrages en jeu

et :

- en évaluant dans la mesure du possible les éléments pertinents du choix social.

In fine le choix des objectifs doit être un choix politique, *i.e.* un choix qui conclut un débat démocratique et qui amène une décision prise dans l'intérêt général. Dans ce contexte, le premier avantage du cadre d'analyse développé par la science économique est de définir précisément les arbitrages mis en jeu par le choix des objectifs de régulation des pollutions (voir la partie 1).

Le second avantage du cadre d'analyse développé par la science économique est de montrer que dès lors que ces objectifs sont décidés, la priorité du choix de la politique à mettre œuvre est d'inciter les agents émetteurs de pollution à réduire leurs émissions polluantes. Dans cette optique, les instruments les plus efficaces d'un point de vue économique sont :

- des instruments réglementaires (normes et système de contrôle/sanction dissuasif) lorsque les coûts du non-respect des objectifs sont potentiellement très importants. Ces instruments réglementaires regroupent en particulier la procédure d'homologation des pesticides et les normes d'utilisation de pesticides (interdictions locales, bandes enherbées, ...)
- des instruments d'incitation économique lorsque les objectifs à atteindre ne justifient pas l'utilisation d'instruments réglementaires contraignants (et coûteux à mettre en place d'un point de vue administratif). Les taxes incitatives sur le prix des pesticides ainsi que les contrats à usage spécifique entrent dans cette catégorie d'instruments.

¹⁴⁵ Même si les économistes se sont penchés sur la question du choix social en général (procédures de vote, définition des fonctions de choix social, définition de critère d'équité, ...), ils ne sont jamais parvenu à un consensus sur les critères pertinents de ce choix social. Les questions liées à ces critères sont par essence subjectives car les choix sociaux ont une dimension éthique voire philosophique (Salanié, 1998).

En outre l'analyse économique de cette régulation montre qu'il convient d'affranchir le choix de ces instruments d'incitation à la réduction des pollutions des considérations redistributives liées à l'emploi de ces instruments. Si la société estime que l'emploi de taxes fait porter une charge trop lourde aux agriculteurs alors il convient de gérer cette question par l'utilisation d'instruments de compensation des agriculteurs. Remettre en cause l'utilisation des instruments d'incitation économique pour la réduction des pollutions revient à remettre en cause *a posteriori* les objectifs de la politique de régulation.

Evidemment, des instruments tels que des taxes de niveau important (de 35 à 50% du prix des pesticides au Danemark) sont difficilement acceptables pour les entreprises dépendant directement de la vente et de l'utilisation de ces produits. Il n'en reste pas moins que se priver de ces instruments très efficaces d'un point de vue économique implique un accroissement des coûts de la régulation des pollutions, soit en terme de coûts supplémentaires supportés par le budget de l'Etat, soit en terme de coût des pollutions si se priver de ces instruments conduit à la remise en cause des objectifs fixés initialement. Ces coûts sont alors supportés par les contribuables et les victimes des pollutions.

Ces remarques posent la question des mécanismes politiques conduisant aux choix des objectifs des politiques de régulation et des instruments mis en œuvre pour atteindre ces objectifs. D'un point de vue économique, une fois les objectifs fixés le choix des instruments consiste simplement en une recherche de la combinaison des instruments permettant d'atteindre des objectifs au moindre coût pour la société. Le niveau des taxes à mettre en œuvre est donc automatiquement lié aux objectifs à atteindre. De ce point de vue le niveau des taxes à mettre en place doit découler d'un calcul et ne doit pas être négocié. Ces remarques ne s'appliquent pas qu'au problème du niveau des taxes. Elles s'appliquent aux autres instruments utilisés qu'ils soient réglementaires ou contractuels.

La négociation ne devrait donc concerner que l'ensemble des objectifs à atteindre, *i.e.* les objectifs en terme de réduction des pollutions, les objectifs en terme de soutien au revenu des agriculteurs, voire d'autres objectifs. Bien entendu les problèmes soulevés par ces négociations peuvent être complexes lorsque les mécanismes économiques (voire les mécanismes politiques) en jeu font que certains objectifs sont incompatibles entre eux. Mais là encore, il convient d'insister sur le fait que bien des arbitrages entre objectifs peuvent être évités par un choix judicieux d'instruments de régulation. Il est par exemple évident que s'interdire l'utilisation de transferts monétaires directs aux agriculteurs rend difficilement compatibles les objectifs de réduction de l'utilisation des pesticides et de maintien du revenu des agriculteurs (sauf à considérer que le budget de l'Etat est sans limite) alors que ces objectifs sont parfaitement compatibles lorsque ces transferts peuvent être mis en place.

Une fois les négociations sur les objectifs arrêtés, il convient alors de se concentrer sur la définition des instruments permettant d'atteindre ces objectifs au moindre coût pour le budget de l'Etat, *i.e.* pour les contribuables.

REMARQUES CONCLUSIVES ET SYNTHÈSE

Pollutions par les pesticides et choix public : les arbitrages en jeu

En tant que problème de choix public, le problème des pollutions par les pesticides repose sur un constat et des arbitrages bien connus.

D'une part, l'activité agricole génère des pollutions que la société dans son ensemble juge trop importantes. D'autre part, il n'existe pas de solution « miracle » dans la mesure où la réduction des pollutions par les pesticides passe par une réduction de l'utilisation de ces intrants. Or cette réduction, quelle que soit l'approche utilisée pour l'obtenir, fera à la fois des « gagnants » et des « perdants ».

En théorie l'analyse économique de la régulation des pollutions par les pesticides a deux objectifs : définir le niveau « optimal » d'utilisation des pesticides pour la société et déterminer les instruments permettant d'atteindre cet objectif au moindre coût pour la société.

Schématiquement, le premier objectif repose sur une analyse coût/bénéfice générale. L'utilisation de pesticides génère des bénéfices pour leurs producteurs, leurs distributeurs, les agriculteurs qui les utilisent et les utilisateurs de produits agricoles (consommateurs et industries agroalimentaires). Ces derniers bénéficient de produits alimentaires de qualité à prix modérés.

Cependant, l'utilisation de pesticides est également à l'origine de coûts pour la société (en dehors des dépenses de pesticides des agriculteurs). Ces coûts sont mesurés par la dégradation de l'état de l'environnement naturel (faune et flore), l'éventuelle dégradation de la santé des consommateurs d'eau et de produits alimentaires, ... Aussi, toute réduction de l'utilisation des pesticides (quelle que soit la manière dont elle est mise en œuvre) tend à réduire à la fois les coûts et les bénéfices sociaux de cette utilisation. Le problème de l'arbitrage lié à la détermination de l'utilisation « optimale » des pesticides (ou de réduction optimale des pollutions par les pesticides) se situe à ce niveau.

Étant donné la complexité du problème, l'incertitude entourant certains effets des pesticides, le caractère éthique (effets sur la santé humaine, ...) ou philosophique (responsabilité vis-à-vis des générations futures, ...) de certains impacts des pesticides, une analyse coût/bénéfice du problème des pesticides est concrètement irréalisable.

Aussi, et c'est là le point de vue de nombre d'économistes, le choix des objectifs de la régulation est essentiellement un choix politique dans le sens où les représentants élus des citoyens ont pour mission de définir ces objectifs dans l'intérêt général.

Dans ce contexte le premier rôle des économistes est d'évaluer au mieux les effets des différents niveaux de réduction de l'utilisation des pesticides envisagés par les pouvoirs publics (sur le revenu agricole, sur le revenu des producteurs et distributeurs de pesticides, sur le pouvoir d'achat des consommateurs, sur les dommages à l'environnement et à la santé humaine et sur le budget de l'État, *i.e.* les contribuables).

Les travaux des économistes pour l'étude de la réduction des pollutions par les pesticides

Dans l'optique de la régulation de l'utilisation des pesticides les économistes ont principalement travaillé dans deux directions : la compréhension de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et la définition des instruments (ou mesure) de régulation pour la réduction de cette utilisation. Ces recherches ont permis de mettre à jour les principaux mécanismes économiques expliquant l'importance de l'utilisation des pesticides. La connaissance de ces mécanismes est essentielle pour définir les leviers utilisables pour la régulation des pollutions dont ces intrants sont à l'origine.

Les études théoriques sont nombreuses sur les questions de l'utilisation et de la régulation des pesticides. Mais les études empiriques permettant d'évaluer les effets d'une politique de réduction de

L'utilisation de ces intrants ont produit des résultats très fragmentaires. Par exemple, beaucoup de résultats sont disponibles pour le secteur américain des grandes cultures. En revanche, peu de résultats sont mobilisables pour la production maraîchère ou la production fruitière européennes.

Plusieurs sources d'explications sont à l'origine de cette fragmentation de l'information :

- Ne sont publiées dans les revues scientifiques d'économie que les travaux mettant en évidence des problèmes originaux : mécanismes économiques ou méthodes économétriques.
- Bien que scientifiquement intéressants, certains problèmes ne peuvent être étudiés d'un point de vue empirique faute de données.

De fait, les études systématiques sur l'utilisation ou la régulation des pesticides sont commandées par des institutions nationales ou supra-nationales qui envisagent une intervention publique (Ministères, UE, ...). En tant que telles ces études ne sont publiées que sous forme de rapports d'expertise et ne font l'objet de publications scientifiques que sur des points précis.

Par exemple, de nombreuses études américaines sur l'adoption des techniques de la lutte intégrée ont été publiées depuis le milieu des années 1990 sous forme de rapports disponibles sur *internet* ou d'articles scientifiques. Ces études utilisent les données des enquêtes menées par l'USDA à partir du début des années 1990. Ces données permettent de mesurer de manière systématique l'évolution, les déterminants et les effets de l'adoption des pratiques économes en intrants polluants. Elles sont utilisées par le service des études économiques de l'USDA (USDA-ERS) pour réaliser un diagnostic qui permet de piloter au mieux l'intervention du gouvernement américain dans ce domaine. Elles sont utilisées par des universitaires pour conduire des études empiriques sur des problèmes plus spécifiques.

L'Etat danois a produit des données et des études similaires pour les travaux du comité Bichel. Mais ces données et études n'ont ni fait l'objet d'articles scientifiques, ni fait l'objet de rapports très détaillés disponibles en langue anglaise (tout au moins à notre connaissance).

Par conséquent, si les recherches publiées permettent de définir les grands principes d'une politique de régulation des pollutions par les pesticides, ces recherches ne permettent pas de définir précisément les modalités d'application de cette politique. Les études chiffrées disponibles sont trop peu nombreuses.

De la dépendance du secteur agricole vis-à-vis des pesticides chimiques

Les nombreuses études menées sur les effets des différentes mesures d'incitation économique de la PAC (prix soutenus, compensations par hectare, ...) montrent que les agriculteurs adaptent leurs choix de production et d'intrants au contexte économique auquel ils font face. Elles montrent également que ces choix s'orientent généralement vers les options les plus rentables d'un point de vue économique. Aussi, postuler que les agriculteurs tendent à utiliser les productions et les pratiques culturales qui optimisent leur revenu est somme toute raisonnable.

Bien entendu, le simple calcul de marges brutes ne permet pas de rendre compte de l'ensemble des enjeux des choix des agriculteurs. Dans une optique de long terme, les agriculteurs mettent en place des investissements tangibles (matériel, bâtiments, ...) ou intangibles (formations, ...) qui n'entrent pas dans le calcul des marges brutes mais qui affectent significativement leurs choix.

De même, les choix des agriculteurs peuvent être soumis à des contraintes spécifiques. D'un point de vue économique ces contraintes s'analysent sous l'angle des coûts d'opportunité. Un éleveur envisageant d'adopter des pratiques culturales plus intensives en main d'œuvre compare implicitement le bénéfice qu'il retire de ce surcroît de travail sur ses cultures par rapport aux pertes éventuelles qu'il subit lorsqu'il consacre moins de temps à son élevage (voire à son loisir).

Le risque (climatique ou sanitaire) fait partie inhérente de l'activité agricole. Or, comme la plupart des individus, un agriculteur souhaite généralement contrôler l'aléa affectant son revenu. Les agriculteurs ne choisissent donc pas leurs pratiques ou leurs productions qu'en comparant les revenus moyens que

leur donnent les différentes options possibles. Ils considèrent généralement le caractère aléatoire de ces revenus (variances, probabilités que ces revenus soient inférieurs à un seuil donné). Cette attitude peut avoir deux origines. La première est liée aux préférences intrinsèques des individus, *i.e.* à leur aversion face au risque. La seconde est liée à des contraintes spécifiques, *e.g.* à des remboursements d'emprunts.

Il a été montré que certains agriculteurs choisissent des options moins rentables que d'autres mais plus respectueuses de l'environnement. Ces choix spécifiques sont à rapprocher des choix des consommateurs qui achètent des produits « écologiques » (par exemple les produits de l'agriculture biologique) bien que ces produits soient plus onéreux que les produits standards équivalents. Cependant, ces choix ne concernent généralement qu'un petit nombre d'agriculteurs, ceux qui sont prêts à « sacrifier » une partie de leur revenu pour adopter des pratiques conformes à leurs valeurs ou à leur sensibilité. En tout état de cause, il est évident que si la sensibilité des agriculteurs vis-à-vis des problèmes de pollution est avérée, cette dernière n'est pas suffisante pour que les problèmes de pollutions d'origine agricole trouvent une solution spontanée. Ce constat s'applique d'ailleurs aux achats de produits écologiques des consommateurs. Il résulte de mécanismes bien connus en économie publique : ceux qui font que la production d'un bien public (la qualité de l'environnement ici) est sous-optimale si elle n'est financée que par des contributions volontaires.

« Sur-consommation » des pesticides et « gaspillage »

Il est parfois avancé que les agriculteurs « sur-utilisent » les pesticides, dans le sens où ils en utiliseraient plus que ne le préconisent les experts en protection des cultures. Cette idée renvoie à celle de « gaspillage » ou d'inefficacité. Les économistes tendent généralement à réfuter cette idée. En effet, le principe de rationalité qu'ils adoptent implique que si les agriculteurs font certains choix, ces choix sont rationnels de leur point de vue. Comprendre les choix des agriculteurs repose sur la détermination de leur rationalité, *i.e.* par la définition de leurs objectifs et contraintes.

Il ne suffit donc pas de résoudre un problème d'efficacité technique dans l'utilisation des pesticides pour résoudre le problème de lien aux pollutions que ces produits engendrent.

En particulier, la question de la sur-utilisation des pesticides est liée à celle de protection phytosanitaire préventive (voire systématique), *i.e.* à l'absence de dépistage des infestations avant intervention. Cette question peut être abordée sous l'angle des coûts implicites du dépistage. En effet, négliger le coût du temps que l'agriculteur passe à surveiller ses cultures, le coût de sa formation au dépistage ou encore le coût de ses éventuelles erreurs de diagnostic tend à surestimer artificiellement la rentabilité la protection phytosanitaire raisonnée vis-à-vis de la protection phytosanitaire systématique.

En outre l'intérêt des techniques de dépistage dépend des pratiques culturales. Par exemple, les pratiques culturales spécialisées ou à hauts rendements objectifs sont généralement génératrices de risque phytosanitaire. Dans le cas des grandes cultures européennes, l'intérêt du dépistage réside dans l'économie des traitements inutiles. Or dans le cas des pratiques culturales les plus intensives (rotations spécialisées, densité de semis élevée, fertilisation importante, ...), la fréquence des infestations potentiellement dommageables est relativement élevée car stimulée de manière « endogène ». Un agriculteur utilisant de telles pratiques sera peu incité à utiliser le dépistage étant donné que ce dernier lui donnera peu l'occasion d'économiser des traitements.

Le dépistage est plus utilisé aux Etats-Unis car il est utilisé dans une logique différente. Les producteurs américains de grandes cultures utilisent des pratiques plus extensives pour lesquelles la protection chimique préventive est peu rentable. Le dépistage des infestations leur permet de ne traiter qu'à bon escient alors qu'en routine ils traitent peu.

Ces différences au niveau des pratiques conventionnelles des producteurs américains et européens expliquent vraisemblablement pourquoi les recherches agronomiques menées pour la réduction de

l'utilisation des pesticides en grandes cultures portent sur la protection intégrée aux Etats-Unis et sur la production intégrée en Europe.

Elasticités prix et dépendance de l'agriculture vis-à-vis de l'utilisation des pesticides

En matière de régulation de problèmes de pollution, les économistes se prononcent généralement en faveur de l'utilisation d'instruments d'incitation économique, et notamment de taxes. Les discussions concernant les effets de ces taxes se focalisent sur deux points qui sont très liés : l'élasticité-prix des pesticides et le coût de la taxation pour les agriculteurs. S'il est généralement admis qu'un faible coût des pesticides chimiques favorise l'utilisation de ces produits, il est généralement plus difficile de faire admettre qu'un coût élevé de ces produits tend à favoriser une diminution de leur utilisation. Cette idée renvoie à celle de la dépendance de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides.

D'un point de vue économique, le niveau actuel d'utilisation des pesticides en France tient à l'efficacité technique de ces produits pour la lutte contre les bio-agresseurs (notamment dans les systèmes de production spécialisés et à hauts rendements-objectifs) et à la rentabilité relative (au sens large) de la lutte chimique (préventive) vis-à-vis des alternatives à cette lutte chimique.

A court terme, les agriculteurs sont « dépendants » de l'utilisation des pesticides dans la mesure où la maîtrise du risque phytosanitaire est un élément crucial des systèmes de production conventionnels. Dans ce cas l'utilisation des pesticides est requise par des exigences techniques. Si les prix des pesticides devaient subitement s'accroître de manière sensible, les agriculteurs décideraient vraisemblablement de peu modifier leurs utilisations de pesticides (faible élasticité prix de l'utilisation de pesticides à court terme) et subiraient entièrement les effets de cette hausse de prix.

A moyen terme, les agriculteurs disposent d'options supplémentaires pour s'adapter à la hausse du prix des pesticides. Certains peuvent modifier leur assolement en diminuant les surfaces des cultures les plus consommatrices de pesticides, viser des rendements objectifs moins élevés, commencer à adopter (à expérimenter) les pratiques innovantes économes en pesticides déjà mises au point ou en cours de développement. Ce faisant, leur utilisation de pesticides tend à décroître sous l'effet de la hausse des prix de ces intrants (élasticité prix de l'utilisation de pesticides significative à moyen terme), ce qui leur permet d'amortir les effets de cette hausse sur leur revenu.

A long terme, les agriculteurs peuvent changer significativement à la fois leurs choix de production et leurs systèmes de production. D'une part, la hausse du prix des pesticides incite les agriculteurs à modifier leurs assolements et à investir pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Aussi, à long terme les effets d'une hausse de prix des pesticides permettrait de réduire de manière importante l'utilisation de ces produits (forte élasticité prix des pesticides à long terme).

Cette discussion illustre deux points fondamentaux. D'une part, la dépendance de la production agricole vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est plus importante à court-terme qu'à long terme. Les recherches menées en France montrent que pour les grandes cultures des itinéraires techniques de production à bas niveaux d'intrants peuvent s'avérer intéressants dans l'optique d'une réduction de l'utilisation des pesticides. De même, les techniques de protection phytosanitaire intégrée seront d'autant plus rentables pour les arboriculteurs que les pesticides seront onéreux. D'autre part, la dépendance de la production vis-à-vis de l'utilisation des pesticides est d'autant plus faible que l'agriculteur dispose de pratiques culturales (voire de systèmes culturaux) alternatives (alternatifs) aux pratiques conventionnelles (systèmes conventionnels).

Dans cette optique, l'orientation de la recherche agronomique joue ici un rôle crucial : elle doit offrir aux agriculteurs des pratiques ou des systèmes culturaux alternatifs aux pratiques ou systèmes conventionnels qui sont consommateurs de pesticides ou, en tous cas, d'une protection phytosanitaire efficace.

La relative « dépendance » technique et économique des agriculteurs vis-à-vis des pesticides est très variable. Les producteurs de grandes cultures semblent les mieux lotis dans la mesure où ils disposent de nombreuses possibilités d'ajustement, notamment en terme d'assolement et de rotations culturales. Les producteurs de cultures pérennes sont eux très dépendants de la disponibilité d'alternatives à la lutte chimique. En outre, lorsqu'ils sont très spécialisés la maîtrise du risque phytosanitaire est un enjeu majeur en termes quantitatifs et qualitatifs. Le cas des éleveurs produisant la nourriture et le fourrage de leur cheptel est également spécifique. Pour eux la lutte chimique préventive a l'intérêt d'être peu gourmande en temps de travail et de garantir des *minima* de rendement. Cependant à long terme, ces agriculteurs ont d'importantes possibilités d'ajustement de leurs pratiques : de l'ajustement de la taille de leur cheptel à la délégation de leurs productions végétales à des entrepreneurs spécialisés.

Ces différences doivent être prises en compte lors de la définition des politiques de réduction des pollutions par les pesticides, notamment pour le ciblage des recherches à mettre en œuvre ou des structures de conseil à développer.

Le rôle de l'agro-fourmiture, des transformateurs des produits agricoles et des consommateurs

Des facteurs « externes » au secteur de la production agricole peuvent accroître la « dépendance » des agriculteurs vis-à-vis des pesticides.

Par exemple, les exigences des consommateurs et/ou du secteur de la distribution des produits alimentaires en matière d'aspect et de conservation des légumes ou fruits frais tend à induire l'utilisation de pesticides. Ces exigences accroissent la dépendance des cultures spéciales vis-à-vis d'une protection phytosanitaire très efficace.

De même, l'association du conseil en protection des cultures et de la vente des pesticides tend à favoriser l'utilisation de pesticides chimiques.

Dans la même logique, la distribution des semences, des pesticides, des engrais, ... est souvent assurée par les mêmes entreprises. La réticence de ces entreprises à distribuer des variétés rustiques ou résistantes à certains déprédateurs est souvent évoquée comme un frein à la diffusion des pratiques économes en pesticides.

Quelques études récentes analysent le rôle de l'association conseil phytosanitaire/vente de pesticides sur l'utilisation de ces intrants. Des études plus nombreuses cherchent à évaluer le consentement à payer des consommateurs pour des produits garantis sans résidus de pesticides.

Les raisons de la faible utilisation des alternatives aux pesticides

Dans la plupart des pays où l'utilisation des pesticides pose problème, l'utilisation des alternatives à la lutte chimique, aux pratiques culturales conventionnelles ou aux systèmes culturaux conventionnels est jugée insuffisante. Dans la logique de ce qui a été développé précédemment, les économistes proposent plusieurs explications de ce constat :

- Les rapports des prix des pesticides sur les prix des produits agricoles ou sur les prix des autres intrants (main d'œuvre, carburant, ...) semblent encore favoriser les pratiques culturales conventionnelles, et donc le recours aux pesticides chimiques.
- Les alternatives à la lutte chimique, aux pratiques culturales conventionnelles ou aux systèmes culturaux conventionnels génèrent des coûts implicites importants. Ces coûts incluent le coût d'un temps de travail accru, le coût de services spécifiques (analyses, conseil, ...) voire, dans certains cas, le coût lié à un risque de production accru.
- Enfin, les pratiques culturales économes en pesticides sont relativement complexes par rapport aux pratiques culturales conventionnelles. En effet, alors que les pratiques conventionnelles s'appuient généralement sur des routines bien établies, les pratiques alternatives exigent plus de connaissances (agronomiques, biologiques, ...) et une certaine

réactivité des décisions des agriculteurs. Elles sont intensives en capital humain et en temps de travail.

Pour nombre d'agriculteurs, l'adoption de ces techniques requiert un investissement préalable en terme de formation. Les études américaines sur cette question et le fait que les pays en avance dans le domaine de la régulation des pesticides aient tous mis en place des politiques de formation et de conseil tend à confirmer ce point.

En ce qui concerne les changements de pratiques de production il convient de distinguer les notions d'utilisation et d'adoption. Le terme d'utilisation est ici réservé à la phase durant laquelle les pratiques considérées sont maîtrisées. L'adoption est la phase qui précède l'utilisation (maîtrisée). Elle concerne spécifiquement la transition d'une pratique à l'autre.

L'utilisation d'une pratique alternative à celle utilisée actuellement ne sera envisagée par les agriculteurs qu'à deux conditions :

- l'utilisation de la pratique alternative doit être plus rentable (au sens large) que la pratique conventionnelle

et :

- les investissements liés à l'adoption de la nouvelle pratique doivent être justifiés par les gains (au sens large) liés à l'utilisation de la nouvelle pratique.

La première condition (rentabilité en phase d'utilisation) met en évidence trois points importants :

- Ne seront adoptées que les pratiques qui s'avèrent plus rentables à long terme que les pratiques conventionnelles. Le coût de la lutte chimique ou les bénéfices de l'utilisation des pratiques alternatives sont des facteurs cruciaux ici, ce qui offre deux options en matière de politique d'incitation : alourdir le coût de l'utilisation des pesticides ou favoriser l'utilisation des pratiques économes en pesticides.
- La perception par les effets des nouvelles pratiques joue un rôle fondamental. Ceci pose le problème de la diffusion de l'information concernant l'intérêt des pratiques économes en pesticides. En effet, l'incertitude entourant l'intérêt de ces pratiques joue en défaveur de leur adoption. Les agriculteurs qui sont averses au risque chercheront à éviter cette incertitude. En outre, les agriculteurs peuvent être simplement pessimistes quant aux effets attendus de ces nouvelles pratiques.
- La disponibilité d'un conseil en protection des cultures peut jouer un rôle crucial pour l'utilisation de pratiques économes en pesticides. Par exemple, un éleveur pourra préférer payer un dépisteur professionnel plutôt que surveiller lui-même ses parcelles.

L'investissement nécessaire à l'adoption de nouvelles pratiques sera d'autant moins important pour un agriculteur au capital humain important (expérience, éducation, ...). De même, cet investissement ne pourra être amorti que si l'agriculteur envisage d'utiliser suffisamment longtemps la nouvelle pratique. Un agriculteur âgé a peu d'incitations à investir surtout s'il n'envisage pas de former son successeur.

La seconde condition (coûts spécifiques à la phase d'adoption) est fortement liée aux caractéristiques des pratiques économes en intrants. En effet, ces pratiques sont génériques dans le sens où elles décrivent un ensemble de principes d'actions qui doivent être adaptés au contexte spécifique de l'exploitation. La phase d'adoption repose sur une procédure d'apprentissage qui génère des coûts implicites spécifiques :

- pertes de revenus liés aux essais,
- risque de revenu lié aux essais lorsque les essais ne peuvent être réalisés à petite échelle,

ou encore :

- coût du temps passé à récupérer et à analyser les résultats des essais (coûts d'apprentissage).

Là encore la diffusion de l'information joue un rôle crucial. Elle réduit les coûts liés aux tâtonnements des agriculteurs. Cette diffusion peut utiliser deux canaux :

- de la recherche (INRA, Instituts Techniques, ...) vers les agriculteurs

et :

- des agriculteurs en phase d'utilisation des nouvelles pratiques vers ceux qui ne sont qu'en phase d'adoption.

Politique de réduction des pollutions par les pesticides et efficacité économique : les grands principes

Peu d'études considèrent le problème de la régulation des pollutions par les pesticides en tenant compte de ses spécificités et en le traitant dans sa globalité.

La plupart des études spécifiques sur la question des pesticides analysent un point particulier (gestion des phénomènes de résistance, régulation dans un bassin versant par des approches contractuelles, adoption de certaines pratiques, ...).

De même, la plupart des études publiées analysant la régulation des pollutions à grande échelle concernent les polluants industriels, *i.e.* des problèmes ne concernant qu'un nombre limité de firmes, que des polluants homogènes et dans la plupart des cas des pollutions mesurées par des concentrations ambiantes (gaz à effets de serre, concentrations de polluants dans une rivière, ...).

Aussi définir une politique de régulation des pollutions par les pesticides revient à mobiliser les résultats obtenus de différentes parties des recherches en économie agricole et des recherches en économie de l'environnement pour les appliquer dans un cas spécifique.

Par rapport aux cas généralement étudiés, les pesticides ont plusieurs spécificités importantes :

- Les pesticides sont des produits hétérogènes.
- Les caractéristiques des principaux utilisateurs de pesticides sont très hétérogènes.
- Les dommages liés aux pollutions par les pesticides concernent à la fois l'environnement naturel et la santé humaine. Les pesticides peuvent être dommageables à la santé humaine *via* les produits agricoles, *via* l'eau voire *via* l'air (essentiellement pour les agriculteurs).
- Les dommages environnementaux dépendent de l'écotoxicité des produits utilisés, des quantités des pesticides utilisés, des conditions dans lesquelles ces produits sont utilisés et des lieux où ces produits sont utilisés.
- Les dommages sur la santé humaine dépendent de la toxicité des produits utilisés, de la concentration de ces produits dans les aliments ou dans l'eau et des quantités d'eau et de produits ingérés.

Ces spécificités font de la régulation des pesticides un problème relativement complexe car elle doit tenir compte de plusieurs sources d'hétérogénéité : celle de la sensibilité des conflits d'usage de l'environnement, celle de pesticides eux-mêmes, celle des secteurs de la production agricole, ...

Définir une politique de régulation efficace d'un point de vue économique, *i.e.* permettant d'atteindre des objectifs environnementaux donnés au moindre coût pour la société repose sur quelques grands principes généraux. L'application de ces principes permet de dresser les contours d'une politique efficace de régulation des pollutions par les pesticides.

Définir des objectifs modulés et compatibles entre eux

Les choix des objectifs de régulation des pollutions des pouvoirs doivent, dans la mesure du possible, reposer sur une analyse similaire à celle d'une analyse coût/bénéfice standard. Ceci implique qu'en principe les objectifs de l'Etat devraient être modulés en fonction des conditions spécifiques à chaque localisation géographique. Par exemple, toutes choses égales par ailleurs, les objectifs de réduction des pollutions devraient être plus ambitieux dans les zones sensibles à l'utilisation des pesticides : zones écologiquement fragiles (ce qui rejoint l'idée des zones Natura 2000), zones de collecte d'eau potable (ce qui rejoint la Directive Cadre Eau), zones où les activités humaines sont sensibles aux pollutions par les pesticides (zones de production aquacole, zones péri-urbaines, ...).

Bien entendu les pouvoirs publics peuvent avoir d'autres objectifs que la réduction des effets des pollutions. Les autres objectifs peuvent concerner le revenu agricole (ou le nombre d'agriculteur), le niveau de la production agricole, les finances publiques, ... Il convient que ces objectifs soient compatibles. Par exemple, réduire les effets des pollutions sans modifier le revenu agricole et sans accroître les dépenses publiques est illusoire. Réduire les effets des pollutions sans modifier le revenu agricole est théoriquement possible. Cependant dans ce cas, un accroissement des dépenses publiques est nécessaire. Ceci ne pose pas de problème outre mesure si les objectifs fixés le sont dans l'intérêt général puisque dans ce cas l'accroissement des dépenses publiques est compensé par la réduction des coûts liés aux effets des pollutions qui, si elle est difficilement évaluable, n'en est pas moins réelle.

Ensuite, il est également important de noter que les contraintes imposées dans le choix des mesures de régulation mobilisées pour atteindre les objectifs fixés se traduisent généralement par une hausse du coût social de cette régulation. Les pouvoirs publics peuvent par exemple décider d'exclure l'utilisation d'instruments spécifiques (e.g. les taxes sur le prix des pesticides) pour des raisons d'acceptabilité politique. Si cet instrument de régulation apparaît comme optimal d'un point de vue économique, s'en priver oblige à se reporter sur un choix d'instrument sous-optimal, donc coûteux d'un point de vue social (soit au niveau du budget de l'Etat et donc des contribuables, soit au niveau des coûts subis par d'autres agents économiques).

Utiliser une combinaison d'instruments de régulation

Dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides, notamment à l'échelle d'un pays comme la France, il semble nécessaire d'utiliser une combinaison d'instruments de régulation (normes, taxes, subventions, ...). L'utilisation d'une combinaison d'instruments a pour intérêt de permettre :

- De résoudre un problème géographiquement hétérogène, soit en adaptant le niveau des instruments localement, soit en n'utilisant certains instruments que dans des cas spécifiques.
- De tirer partie des avantages respectifs de chacun des instruments disponibles, certains étant plus indiqués que d'autres en fonction des situations considérées (intervention globale, intervention locale, ...).

En outre, les combinaisons d'instruments sont généralement nécessaires pour pouvoir atteindre plusieurs objectifs (réduction des pollutions, maintien du revenu des agriculteurs, ...). Poursuivre plusieurs objectifs au moindre coût social requiert généralement l'utilisation d'un instrument par objectif.

Quelques grands principes pour choisir des instruments efficaces

Dans l'optique de la définition de politiques optimales de régulation des pollutions, l'analyse économique s'appuie sur quelques grands principes.

Agir aussi directement que possible sur la source du problème.

En partant du principe que toute molécule active utilisée est potentiellement polluante (qu'elle aille dans l'environnement naturel ou qu'elle contamine le produit agricole), ce principe suppose que la régulation doit avoir pour objectif la réduction de l'utilisation des pesticides. De même, ce principe implique que la régulation doit chercher à agir sur le niveau de toxicité/écotoxicité des produits utilisés.

Adapter les modalités de l'intervention à l'objectif fixé.

Schématiquement, les instruments de régulation utilisés doivent être d'autant plus coercitifs ou incitatifs que l'objectif fixé est prioritaire. Par exemple, les objectifs en matière de santé humaine justifient des principes d'intervention relativement « rigides » au niveau de la toxicité des produits utilisés. De même, ceci suppose, soit d'adapter le niveau de l'instrument envisagé (niveau de la taxe,

niveau de la norme, caractéristiques des cahiers des charges d'un contrat agri-environnemental, ...) à l'objectif fixé, soit d'utiliser des instruments adaptés à chaque situation.

Orienter les choix des agriculteurs plutôt que les contraindre.

L'idée est ici que les agriculteurs connaissent mieux que quiconque les solutions, en particulier techniques, adaptées à leur exploitation ou à leurs propres préférences. Définir une solution adaptée à chaque agriculteur nécessiterait une masse d'information très coûteuse à obtenir et à exploiter. Cette logique tend à exclure l'utilisation à grande échelle d'instruments tels que les quotas d'utilisation de pesticides (régulation par les quantités à caractère obligatoire) ou les contrats pour utilisation de bonnes pratiques (régulation par les quantités à caractère volontaire). L'élaboration de tels instruments est très coûteuse si ces instruments sont définis au cas par cas. Définis de manière homogène, ils sont inutilement contraignants pour certains agriculteurs et n'ont aucun intérêt pour d'autres.

Considérer les coûts administratifs des mesures envisagées.

L'exemple précédent montre que le coût d'élaboration de certaines mesures de régulation peut être très élevé. D'autres coûts administratifs supportés par l'Etat doivent également être considérés : coûts d'administration des dossiers, coûts de diffusion de l'information, ... Parmi ces coûts, il convient de mettre en avant les coûts de contrôle du respect des normes (ou quotas) édictées ou des cahiers des charges des contrats adoptés.

N'intervenir que si nécessaire.

D'un point de vue économique, les pouvoirs publics ne doivent intervenir que dans certains cas. De manière générale, l'Etat doit intervenir lorsque le problème considéré ne peut être résolu spontanément, *i.e.* dans le cadre d'une économie marchande. Dans le cas des pollutions l'Etat doit intervenir car il n'existe pas, ou trop peu, de mécanismes (notamment marchands) permettant aux « victimes » des pollutions d'orienter les choix des « pollueurs » vers une diminution de leurs émissions polluantes. La question de l'intervention de l'Etat se pose également dans le cas de la recherche ou du conseil : dans quelle mesure l'Etat doit-il organiser ou financer lui-même l'effort de recherche ou la fourniture du conseil aux agriculteurs ?

Considérer les effets de long terme des instruments de régulation.

Certains instruments de régulation peuvent avoir des effets incitatifs de court ou moyen terme identiques mais des effets de long terme très différents. Ce point rejoint en partie celui de la flexibilité des choix des agents économiques concernés. Par exemple, dès lors qu'ils respectent les termes des contrats qu'ils ont signés, les agriculteurs n'ont plus d'incitations à réduire leurs utilisations de pesticides. En revanche, si une taxe permet à court/moyen terme d'obtenir la même réduction des utilisations de pesticides, les effets incitatifs de cette taxe continuent à agir sur le long terme : tant au niveau de l'utilisation des pesticides qu'au niveau de l'offre de pesticides ou de l'offre de conseil à la réduction de l'utilisation de pesticides.

Agir à long terme et anticiper

Enfin, plus l'objectif de réduction de l'utilisation des pesticides est élevé, plus il est nécessaire d'envisager des politiques de long terme. Il est en effet important de laisser le temps aux différents agents concernés (agriculteurs, distributeurs et producteurs de pesticides, organismes techniques, organismes de recherche, services de conseil, ...) de trouver les meilleures solutions aux questions posées. Dans cette logique, la politique de régulation doit être mise en place :

- progressivement afin de ne pas pénaliser inutilement les agents dont le comportement est contraint

et :

- en annonçant dès le début son évolution future afin d'envoyer un message clair (et crédible) pour orienter les comportements d'anticipation.

Par exemple, s'il est décidé de déclarer un bassin versant comme zone où l'utilisation des pesticides est interdite, il est nécessaire d'annoncer que cette interdiction prendra effet à un horizon assez éloigné. Ceci a pour intérêt de laisser le temps aux agriculteurs et à leurs conseillers d'adapter progressivement leurs pratiques sans subir de plein fouet les effets de cette interdiction.

Un schéma de politique de régulation efficace d'un point de vue économique : l'exemple de la politique danoise

La politique danoise vise à répondre à des objectifs ambitieux en matière de réduction des pollutions par les pesticides. Elle est articulée autour de la procédure d'homologation des pesticides et de la mise en place de taxes incitatives sur le prix des pesticides qui permettent d'atteindre les objectifs généraux *a minima* au moindre coût administratif. Elle se décline ensuite autour d'une politique active de recherche, de développement et de conseil visant à offrir aux agriculteurs les moyens techniques de diminuer leurs utilisations de pesticides sans trop pénaliser leurs rendements et donc leurs marges. Enfin, cette politique est complétée par des instruments pouvant être utilisés pour résoudre des problèmes particulièrement aigus localement.

Le système de taxation est un élément central de cette politique car les taxes sur les pesticides jouent le rôle d'éperon pour la plupart des autres instruments utilisés : les agriculteurs cherchent à adopter des pratiques d'autant plus économes en pesticides que ces intrants sont onéreux, ils sont donc demandeurs de conseils et de formations. De même, ces taxes rendent moins coûteuses pour le budget de l'Etat les subventions à verser pour utilisation de bonnes pratiques et les interdictions d'utilisation des pesticides moins pénalisantes pour les agriculteurs qui y sont soumis.

Ce schéma de politique de régulation n'est évidemment pas le seul qui puisse être utilisé pour la réduction de l'utilisation des pesticides, mais il possède de bonnes propriétés quant à son efficacité économique, *i.e.* dans une perspective coût/efficacité. En outre, il peut être facilement adapté à des objectifs moins ambitieux. Le niveau des taxes peut être adapté, les taxes peuvent n'affecter que le prix de certains pesticides, ...

Mesures pouvant être mises en place à l'échelle globale

Si le problème des pollutions par les pesticides est jugé sérieux de manière générale (*i.e.* important quelles que soient les régions considérées et/ou en terme de santé publique), alors il convient d'utiliser des instruments aisément mobilisables à grande échelle. Trois types d'instruments peuvent être utilisés dans ce sens.

Intervenir sur la toxicité et l'éco-toxicité des produits

La procédure d'homologation des produits phytosanitaires utilisés est un instrument réglementaire unanimement reconnu comme nécessaire afin d'agir sur la qualité des produits utilisés, même si les modalités de son utilisation sont parfois discutées. Le rôle de cette procédure est fondamental pour le contrôle de la toxicité/écotoxicité des produits mis en marché.

Cependant, le renforcement récent des critères d'écotoxicité a eu pour effet d'accroître significativement le coût de la mise en marché des pesticides. Il est par exemple montré que les brevets récemment déposés concernent essentiellement des cultures à gros marchés. Ceci peut poser la question du financement public de la recherche (ou de la subvention des coûts d'homologation) concernant les pesticides à « petits » marchés. Cette évolution de la réglementation est d'ailleurs un

des déterminants du développement des stratégies des firmes phyto-pharmaceutiques orientées sur les OGM.

De même, les comités d'homologation ont pour mission de juger les pesticides sur différents critères : efficacité agronomique, toxicité et écotoxicité. Comment pondèrent-ils ces différents critères ? Cette question rejoint celle des choix des pouvoirs publics en général.

Inciter la réduction de l'utilisation de pesticides : l'intérêt des taxes sur le prix des pesticides

Pour un problème comme celui engendré par les pollutions par les pesticides, les économistes tendent à plaider en faveur de l'utilisation de taxes. Les taxes sur les pesticides ont de nombreux avantages.

En réduisant la rentabilité de la lutte chimique, elles favorisent la demande des pratiques économes en pesticides par les agriculteurs, ce qui est leur rôle principal.

Elles peuvent être adaptées aux niveaux de toxicité et d'écotoxicité des pesticides (voir l'exemple des taxes norvégiennes, voir sous-section 1.4.1.) ce qui permet à la fois d'orienter les choix de leurs utilisateurs et de leurs producteurs. Adaptées en ce sens, elles complètent le rôle de la procédure d'homologation.

Elles peuvent être mises en place progressivement, selon un calendrier pré-établi ou en fonction des résultats obtenus en terme de réduction d'utilisation. En anticipant les effets de taxes ou de contraintes importantes dans l'avenir, les agriculteurs peuvent chercher à organiser leurs choix de production et/ou de pratiques sans subir les effets de ces taxes dans le présent et tenter de les éviter dans l'avenir.

Contrairement à d'autres instruments généralement évoqués (subventions pour utilisation de pratiques économes en pesticides, normes ou quotas d'utilisation) les taxes imposent peu de coûts administratifs tout en laissant de la flexibilité aux agriculteurs dans leurs choix. L'effet incitatif des taxes ne repose pas sur la mise en place de procédures de contrôle/sanction au niveau des exploitations. C'est là un avantage important des taxes en terme de coûts administratifs par rapport aux mesures telles que les normes ou quotas d'utilisation, ou les contrats d'utilisation de pratiques économes en pesticides.

Les taxes ont de bonnes propriétés incitatives à long terme en envoyant un signal clair et une incitation incontournable en faveur de la création et de l'utilisation d'alternatives à la lutte chimique. Dans une logique d'innovations induites, elles peuvent par ailleurs stimuler la mise en place d'un marché du conseil en protection phytosanitaire.

Bien entendu, la taxation des pesticides fait peser l'essentiel de la charge de la régulation des pollutions par les pesticides sur les agriculteurs et sur les producteurs et distributeurs de pesticides. C'est là le sens du principe pollueur-payeur.

Si les pouvoirs publics désirent compenser les effets des taxes sur le revenu des agriculteurs (pour mieux répartir le coût social de la régulation ou pour d'autres raisons), il est alors important qu'ils choisissent des instruments qui ne remettent pas en cause l'effet incitatif des taxes. Par exemple, décider de ne mettre en place que de petites taxes pour ménager le revenu des agriculteurs revient *in fine* à réduire l'objectif environnemental fixé. De fait, réduire les utilisations de pesticides et soutenir le revenu des agriculteurs sont deux objectifs distincts. S'il est décidé d'utiliser des taxes pour le premier objectif, le meilleur moyen de remplir le second est de verser des compensations directement aux agriculteurs (des aides à l'hectare cultivé si l'objectif est l'occupation du territoire, des aides par actif agricole si l'objectif est de préserver l'emploi agricole, ...). L'avantage de ces compensations est qu'elles sont conformes au principe de conditionnalité des aides européennes et conformes aux règles de l'OMC.

Le dernier avantage du système de taxation est qu'il génère un revenu pour l'Etat. Cet avantage est ici discuté à part dans la mesure où, dans l'optique de la régulation d'un problème de pollution le rôle principal des taxes est d'orienter les choix des agents pollueurs et non de lever des fonds publics. Bien entendu, le revenu des taxes peut être utilisé pour financer les compensations versées aux agriculteurs ou financer la mise en place des instruments de régulation complémentaires (homologation, instruments discutés plus bas, ...). Ceci-dit, il n'y a *a priori* aucun argument économique invariable qui prouve que le revenu de la taxe doit être « reversé » d'une manière ou d'une autre au niveau du secteur taxé (le revenu des taxes peut financer des mesures de retour à l'emploi si la société juge ces mesures prioritaires, ...).

Mais lorsqu'il est décidé que le revenu de la taxe doit servir à financer des mesures d'aide au secteur taxé, il convient de faire attention à ce que la question du niveau des taxes ne se transforme pas en une question concernant les opérations à financer. En effet, les représentants du secteur taxé auront tendance à chercher à minimiser le niveau des taxes en minimisant l'ampleur des opérations à financer. Le niveau de la taxe doit être calculé en fonction des objectifs de régulation environnementale, *i.e.* de manière à produire des incitations suffisantes. Si ces objectifs peuvent être négociés, le niveau des taxes ne doit pas l'être.

Mettre en place et organiser l'environnement technologique et le conseil agricole

Les alternatives à la lutte chimique sont des solutions techniques relativement complexes. Aussi, une réduction ambitieuse de l'utilisation des pesticides doit être un objectif de régulation de long terme. En effet, le secteur agricole ne pourra réduire de manière significative son utilisation de pesticides tout en préservant son revenu et sa compétitivité qu'en utilisant des pratiques économes en pesticides relativement complexes, *i.e.* exigeantes en main d'œuvre qualifiée. Il est nécessaire que ces pratiques soient définies (si elles ne le sont pas encore), développées, adoptées et finalement utilisées. Ces conditions ne pourront être mises en place que progressivement. Concernant la régulation des pollutions par les pesticides, les pouvoirs publics ont un rôle important à jouer au niveau de la recherche agronomique et du conseil agricole.

Financer la recherche agronomique.

Les pratiques agricoles sont génériques dans le sens où elles regroupent des principes d'actions. Elles sont donc difficilement brevetables. La recherche les concernant doit donc être financée par le budget de l'Etat. De même, de manière à ce que ces pratiques puissent être adoptées puis utilisées, il convient :

- d'adapter ces pratiques aux demandes des agriculteurs. Dans cette optique, le rôle du contexte économique (présent et à venir) est essentiel. Si les agriculteurs savent que l'utilisation des pesticides sera lourdement taxée ou sévèrement réglementée à l'avenir, ils seront demandeurs de pratiques économes en pesticides.
- de diffuser l'information concernant les effets à attendre des pratiques développées. En effet, les bénéfices économiques attendus de l'utilisation d'une pratique et un déterminant essentiel de son adoption. D'une part, il convient de montrer aux agriculteurs que les bénéfices à attendre de cette adoption sont potentiellement importants. D'autre part, la diffusion de l'information concernant les effets de ces pratiques réduit l'incertitude entourant ces effets lorsqu'ils sont mal connus. Il est montré que cette incertitude est un frein important à l'adoption.

Financer certaines formes de conseil et la formation.

La mise en place d'un contexte réglementaire limitant l'utilisation de pesticides ou de mesures économiques visant à inciter à la réduction de l'utilisation des pesticides favorise l'émergence d'un secteur privé du conseil en protection phytosanitaire car elle favorise l'émergence d'une demande des agriculteurs dans ce domaine. Un tel secteur, notamment en ce qui concerne le dépistage des infestations, existe déjà aux Etats-Unis, au Canada, en Grande-Bretagne, voire dans certaines régions viticoles françaises. Dans le même ordre d'idées, les baisses de prix engendrées par la réforme de la

PAC en 1992 ont été à l'origine du développement d'opérations de conseil et de formation en matière de protection des plantes telles que le Labo Vert du SRPV du Centre. Ceci offre d'ailleurs des possibilités de reconversion aux salariés des distributeurs de pesticides.

Cependant, certaines spécificités de la protection phytosanitaire rendent difficile l'émergence de certaines formes de conseil. En effet, certains déterminants des risques phytosanitaires se définissent à une échelle plus grande que celle d'une parcelle ou d'une exploitation. Aussi les informations concernant les prévisions d'infestations à l'échelle d'une petite région agricole sont difficilement valorisables pour une entreprise privée (il suffit que les agriculteurs concernés se regroupent pour partager le coût de ces prévisions). La production de ces informations a traditionnellement été organisée par les SRPV *via* les avertissements agricoles. Cependant d'autres modes d'organisation peuvent être imaginés. Il peut s'agir de subventions à des firmes privées ou des organismes techniques ou de subventions à des groupements d'agriculteurs qui organisent le partage d'informations communes (*i.e.* à caractère public).

D'autres informations sont spécifiques (car dépendantes des systèmes culturaux, ...) aux exploitations. Elles peuvent être produites par les agriculteurs eux-mêmes ou par des experts dont les agriculteurs (notamment ceux qui ont des contraintes de temps importantes) pourraient se procurer les services. Dans les deux cas la formation est un élément crucial.

Subventionner l'adoption (et non l'utilisation) des pratiques innovantes.

Les pratiques agricoles économes en pesticides sont délicates à adopter dans la mesure où elles doivent être testées puis adaptées localement. Ces spécificités génèrent des coûts d'adoption spécifiques, en terme de travail d'observation, de prise de risque et de perte de revenu. L'adoption de pratiques innovantes requiert deux conditions :

- Il est nécessaire que les agriculteurs anticipent que les bénéfices futurs (une fois la nouvelle pratique maîtrisée) attendus de la nouvelle pratique permettent d'amortir l'investissement initial (formation, matériel spécifique, ...). Cette condition est nécessaire pour toute forme d'innovation, qu'elle soit simple à mettre en œuvre ou non. Elle est assurée par la diffusion de d'information génériques et la mise en place (dans un futur anticipé) d'un contexte économique et/ou réglementaire favorable à l'utilisation de la nouvelle pratique.
- Dans le cas de pratiques complexes et devant être adaptées localement, la condition précédente n'est pas suffisante. En effet, au coût de l'investissement initial il convient d'ajouter les coûts d'expérimentation et d'adaptation (*i.e.*, les coûts d'apprentissage) de la pratique innovante. En l'absence d'intervention publique l'adoption de pratiques innovantes peut être limitée, voire lente même lorsque l'intérêt de cette pratique est avéré.

Ceci peut justifier l'intervention de l'Etat lorsque les pratiques innovantes génèrent un bénéfice social, ce qui est le cas ici, et lorsque l'adoption de ces pratiques est caractérisée par des effets de réseau. L'Etat peut subventionner la phase d'adoption (donc transitoirement) des pratiques innovantes ou aider financièrement des structures telles que les GDA. Ces interventions visent à :

- aider les agriculteurs « précurseurs » à supporter les coûts spécifiques à l'adoption des pratiques innovantes

et :

- donc à amorcer le processus de diffusion des nouvelles pratiques.

En effet, les effets de partage de l'information (voire d'imitation) sont importants dans ce contexte. Les précurseurs servent d'exemple et de producteurs d'informations à leurs voisins. En ce sens ils génèrent des effets externes positifs que l'Etat rémunère *via* ses aides transitoires à l'adoption des pratiques innovantes. D'une part ceci permet d'amorcer un effet « boule de neige ». D'autre part, ceci évite que les agriculteurs adoptent des comportements stratégiques. En effet, il peut être rationnel pour un agriculteur d'attendre que ses voisins adoptent la nouvelle pratique pour bénéficier à moindre frais de l'information qu'ils auront produite. Si tous les agriculteurs adoptent ce comportement d'attente, le processus de diffusion peut être très lent. Le financement de structures telles que les GDA vise à favoriser l'organisation du partage de l'information que les agriculteurs peuvent produire les uns pour les autres dans une logique de coopération et donc à accélérer le processus de diffusion.

Il est important de rappeler ici que les subventions pour adoption de pratiques innovantes (recommandées par l'UE) n'ont de justifications que si elles sont transitoires. Ces subventions ne doivent être utilisées que lorsque les pratiques concernées s'avèreront rentables une fois maîtrisées, *i.e.* dont l'utilisation en régime de croisière ne nécessite pas d'aides. Dans le cas contraire, la logique des subventions est radicalement différente.

Agir en cohérence avec les autres mesures de régulation en place ou envisagées

Jusqu'à présent, le problème de la régulation des pollutions par les pesticides a été considéré de manière isolée. Or, tout au moins pour certaines cultures, il est évident que des mesures visant à réduire les autres pollutions d'origine agricole auront d'étroites relations avec les mesures de régulation de l'utilisation des pesticides. Ceci tient par exemple aux liens qu'entretiennent la fertilisation et la protection phytosanitaire au niveau agronomique. L'intérêt de la coordination entre les politiques de régulation des différents polluants d'origine agricole est, de notre point de vue, insuffisamment étudiée. Cette remarque s'applique tout particulièrement au cas de l'agriculture européenne, notamment pour les grandes cultures, les productions fourragères et le maraîchage.

En outre, l'évolution de la PAC aura certainement un impact sur l'utilisation des pesticides. Il convient alors d'identifier le rôle de ces évolutions.

Mettre en place des mesures spécifiques pour gérer des problèmes locaux

Les mesures présentées ci-dessus visent essentiellement à atteindre des objectifs *a minima*. Elles sont suffisantes pour réduire les effets des pollutions par les pesticides dans les zones les moins sensibles. Dans les zones plus sensibles, il convient de mettre en place des instruments complémentaires, *i.e.* pour atteindre des objectifs de réduction des effets des pollutions plus importants.

C'est en fait dans ces cas que la palette des instruments disponibles est la plus large. Il convient également de noter que l'efficacité des instruments utilisés localement est d'autant plus importante (de même que leurs coûts de mise en place sont d'autant moins importants) que les instruments globaux jouent leur rôle.

Typiquement, ces instruments concernent :

- les zones écologiquement sensibles,
- les zones de proximités avec des points d'eau

ou encore :

- les zones où les conflits d'usage de l'environnement sont importants (zones péri-urbaines, zones de production aquacole, ...).

Bien entendu, la définition de ces instruments suppose ce zonage préétabli (zones Natura 2000, DCE, ...).

Les mesures envisagées ici sont l'instauration locale de normes contraignantes (notamment des interdictions d'utilisation des pesticides) et la mise en place d'approches contractuelles où l'utilisation par les agriculteurs de pratiques (très) économes en pesticides est subventionnée sur une base permanente. En fait, ces deux approches visent à « fixer » les quantités de pesticides utilisées par les agriculteurs, sur une base obligatoire dans le premier cas, sur une base volontaire dans le second. Les subventions pour utilisation locale de pratiques (très) économes en pesticides sont justifiées d'un point de vue économique : elles sont les moins coûteuses lorsqu'elles ne sont utilisées que localement et doivent être utilisées lorsqu'une interdiction d'utilisation n'est pas justifiée.

Dans la logique de l'UE l'ensemble des mesures présentées ici donnent « droit » à des compensations (qui font partie intégrante de l'approche par les contrats) puisqu'elles demandent aux agriculteurs des efforts qui vont au-delà des *minima* requis ailleurs.

Notons simplement ici que les approches proposées ci-dessous sont généralement coûteuses pour le budget de l'Etat, notamment parce qu'elles nécessitent la mise en place d'un système de contrôle/sanction coûteux. Envisager d'utiliser ces instruments comme base de la régulation des pollutions par les pesticides, *i.e.* comme mesure globale, semble économiquement peu pertinent. En effet, un système de contrats peut être avantageusement remplacé par un système de taxation lorsqu'il est utilisé sur l'ensemble du territoire concerné.

Normes et/ou d'interdiction d'utilisation

Dans les zones les plus sensibles, il est justifié de mettre en place des normes d'utilisation (voire des normes de concentration de pesticides dans certaines masses d'eau, ...) plus contraignantes.

Compte tenu des coûts du système de contrôle/sanction du respect des normes, il semble sensé de privilégier des systèmes d'interdiction, plus faciles à contrôler que le respect de « bonnes » pratiques. Bien entendu, ce choix des interdictions peu sembler coercitif mais trouve sa justification principale dans une volonté d'économie des fonds publics.

En outre, les lois concernant les installations classées sont généralement bien acceptée puisqu'elles permettent d'organiser *ex ante* la localisation des activités de production polluantes. La même logique peut être utilisée pour réorganiser *ex post* la localisation d'activités polluantes, notamment lorsque cette localisation s'est faite en négligeant son impact sur l'environnement ou lorsque la nature des conflits d'usage a évolué (*e.g.*, en zone péri-urbaine).

Dans cette optique, la généralisation (lorsque nécessaire) du principe des bandes enherbées aux périmètres des eaux de surface (rivières, lacs, fossés, ...) ou des points de captage est une mesure intéressante puisque son respect est aisé à vérifier. Elle vise à compléter les dispositifs déjà en place.

L'option de l'agriculture biologique paraît intéressante (elle renvoie par ailleurs au point suivant) dans ce contexte. Non seulement elle repose sur un cahier des charges transparent et peut, dans une certaine mesure, s'auto-financer lorsque ses produits sont bien valorisés par le marché.

Approches contractuelles

Lorsque la nature du problème concerné ne justifie pas une interdiction d'utilisation des pesticides, des approches contractuelles peuvent être utilisées. Ces approches peuvent aller des contrats individuels co-financés par l'UE dans le cadre des MAE à des approches collectives, par exemple lorsqu'il convient simplement de réduire la concentration de pesticides dans une rivière (approches par bassins versants). Ces approches ne seront pas développées ici car elles sont nombreuses et peuvent être très diverses.

L'articulation de ces mesures avec les mesures utilisées à l'échelle globale est double. D'une part, le système de taxation diminue d'autant les subventions (ou compensations) à verser aux agriculteurs pour l'adoption des contrats proposés localement. D'autre part, l'action de l'Etat en matière de recherche et de conseil doit également permettre l'adaptation des pratiques des agriculteurs soumis à de fortes contraintes.

Mise en place de mesures non centrées sur l'utilisation ou la qualité des pesticides

Les mesures proposées ci-dessus ne concernent que l'utilisation et la qualité des pesticides. Or, il peut être nécessaire d'agir sur d'autres secteurs que le secteur agricole ou celui de la production des pesticides.

Les mesures les plus souvent évoquées concernent les produits de l'agriculture biologique. En effet, si des mesures d'interdiction de l'utilisation des pesticides devaient être mises en place localement, l'agriculture biologique offrirait une alternative aux agriculteurs concernés. L'Etat peut prendre en charge une partie des coûts de la conversion à ces pratiques, voire subventionner ce mode de production.

Mais il peut également être envisagé de mettre en place des mesures spécifiques visant au développement de ces marchés spécifiques *via* :

- la valorisation et le renforcement de la crédibilité des labels pertinents,
- le développement de la sensibilisation des consommateurs (campagnes de publicité, éducation, ...),
- le développement de canaux spécifiques de commercialisation (le co-financement par l'UE de la recherche par les agriculteurs de débouchés de produits fermiers est possible),
- ...

Cette idée est déjà appliquée aux Pays-Bas, en Californie ou en Angleterre et est envisagée pour l'ensemble des Etats-Unis et par le Danemark. Ces instruments de régulation sont maintenant regroupés sous le terme d'instruments de troisième génération, les instruments de première génération regroupant les instruments réglementaires (normes, ...) et les instruments de seconde génération étant les instruments d'incitation économique (taxes, subventions, contrats incitatifs, ...).

La mise en place d'accords entre l'Etat, la grande distribution et les agriculteurs est une option potentiellement intéressante. Les efforts de certaines grandes enseignes en faveur des produits de l'agriculture biologique ou, à un degré moindre, de l'agriculture raisonnée montre que la grande distribution peut trouver un intérêt à ce type d'opération, notamment en termes d'image. Le partenariat de la distribution est nécessaire, notamment en raison du rôle des pesticides sur la conservation et l'aspect des produits frais.

Dans une logique similaire, les transformateurs des produits agricoles peuvent jouer un rôle au niveau du comportement des agriculteurs par l'adaptation de leurs cahiers des charges. Là encore des accords pourraient être passés entre l'Etat et les transformateurs. Malheureusement il est difficile d'estimer l'impact potentiel de ces accords, cette question n'ayant pas réellement été étudiée à notre connaissance.

Expertise, recherche et aide à la décision publique

De la nécessité de connaître le comportement des agriculteurs : les données

Les Etats envisageant ou ayant déjà mis en place des politiques ambitieuses de régulation des pesticides ont tous commencé par une phase de diagnostic de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs, le cœur du problème. Cette phase de diagnostic est nécessaire pour connaître avec précision les pratiques utilisées par les agriculteurs et leurs déterminants. Elle est très importante pour mettre à jour les principaux conflits d'usage de l'environnement au niveau local. Elle offre en outre une référence pour toute évolution ultérieure de l'utilisation des pesticides.

Actuellement les données disponibles en France sont essentiellement celles produites par le SCEES dans le cadre du Réseau d'Information Comptable Agricole et les Enquêtes Pratiques Culturelles. Ces données sont riches mais insuffisantes pour piloter une politique ambitieuse de régulation des pollutions par les pesticides.

Les données nécessaires pour piloter une politique ambitieuse, ou pour mener des recherches ou des expertises dans le domaine de l'utilisation (et sa régulation) des pesticides sont identiques. Elles doivent décrire avec précision les utilisations de pesticides des agriculteurs : pesticides utilisés, fréquences d'utilisation, ... Elles doivent également permettre de connaître les pratiques de protection

phytosanitaire des agriculteurs : mode curatif ou mode préventif, nature et origine du conseil reçu, temps de travail, ... Ces données doivent aussi permettre de définir la place de la protection phytosanitaire au sein de l'activité des agriculteurs : rotations culturales utilisées, rendements objectifs, pratiques de fertilisation, ... Enfin, ces données doivent également permettre de « retrouver les calculs économiques » des agriculteurs et donc inclure l'ensemble des prix de leurs produits et intrants, leurs contraintes financières, leurs revenus hors production agricole, les aides qu'ils perçoivent, ...

Il est à noter que les centres de gestion possèdent des données de comptabilité analytique d'exploitations qui peuvent s'avérer très riches en information, notamment parce qu'elles concernent les choix des agriculteurs sur plusieurs années. Passer des accords avec ces institutions, bien entendu sous couvert de l'anonymat des données, permettrait d'économiser des coûts d'enquête auprès des agriculteurs.

Il est évidemment difficile de recueillir ces données dans le cadre d'une seule enquête, aussi il est important que les données des différentes enquêtes mises en place puissent être appariées dans la mesure du possible. Par exemple, les données mises à disposition par des centres de gestion pourraient être complétées par des enquêtes sur des points spécifiques.

Les études à mener sur l'utilisation des pesticides

Les données précédemment décrites permettraient d'étudier avec précision les déterminants (notamment économiques) des choix des agriculteurs, notamment au travers de la construction de modèles économiques. Ces modèles permettraient ensuite de mettre en exergue les déterminants les plus importants des choix des agriculteurs et de mesurer les effets potentiels de différents modes de régulation de l'utilisation des pesticides, par types de cultures, au niveau d'une région, ...

Des données non exclusivement centrées sur la question des pesticides permettraient de mesurer l'intérêt d'une coordination des mesures de régulation des pollutions d'origine agricole ou de mesurer l'effet des réformes des systèmes d'aide de la PAC.

L'adoption des pratiques culturales économes en intrants polluants est un élément crucial de la régulation des pollutions par les pesticides. Aussi, il serait utile de connaître les comportements des agriculteurs vis-à-vis d'éventuels changements de pratiques : sources d'informations sur les nouvelles pratiques, perception des nouvelles pratiques, rôle des différents organismes de conseil, rôle des échanges avec les agriculteurs voisins, modes de test des nouvelles pratiques, ...

Des études sur ce sujet requièrent une coopération accrue entre les économistes, les agronomes qui mettent au point les nouvelles pratiques et les sociologues qui ont une longue tradition de l'étude des changements technologiques et des structures dans lesquelles ces changements sont à l'œuvre.

Dans tous les cas, les études à mener peuvent entrer dans le cadre d'expertise ou de recherches spécifiques. En fait, la synthèse présentée ci-dessus montre que si les économistes disposent de beaucoup d'outils, ils disposent parfois de peu de matière à travailler et leurs outils peuvent encore être améliorés.

Les récents progrès de l'économétrie (notamment en ce qui concerne l'exploitation des données de panel, de la mesure des effets de traitement, de la modélisation des choix discrets, ...) et de la modélisation économique (des comportements d'adoption des nouvelles technologies, des effets de l'attitude face au risque, ...) autorisent à la fois la production d'expertises de qualité mais peuvent également faire l'objet de recherches pertinentes.

Les secteurs amont et aval du secteur agricole

La synthèse précédente a mis en évidence à plusieurs reprises le rôle potentiel des secteurs en amont : industrie phytosanitaire et agro-fourriture et en aval du secteur agricole : industries agro-alimentaires, distributeurs des biens alimentaires et consommateurs. Ces secteurs seront également touchés par toute mesure de régulation des pollutions par les pesticides.

Bien que souvent évoquées, les interactions du secteur de la production agricole avec les secteurs qui lui sont en amont et en aval sont peu étudiées en regard de leur importance pour l'analyse de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et l'évaluation des effets des politiques de régulation des pollutions par ces intrants.

Jusqu'à présent, l'essentiel des recherches économiques menées dans ce domaine concerne le consentement à payer des consommateurs pour des produits exempts de résidus de pesticides (notamment à travers l'étude de la demande des produits issus de l'agriculture biologique) dans l'optique de l'évaluation des bénéfices des mesures de diminution des pollutions par ces produits. Quelques études récentes traitent ponctuellement du rôle de la distribution des pesticides dans le conseil aux agriculteurs, du rôle des exigences des industries de transformation des produits agricoles sur l'utilisation des pesticides de conservation ou de l'effet des procédures d'homologation sur l'offre de pesticides.

Ces études requièrent un recueil d'éléments factuels, *e.g.* sur la nature des exigences des transformateurs des produits agricoles en matière de traitement phytosanitaire ou sur les structures locales du secteur de la distribution des pesticides, ... Elles soulèvent des questions intéressantes d'un point de vue scientifique pouvant notamment mobiliser des résultats issus des différents domaines de la science économique : économie industrielle, théorie des contrats, économie publique, économie de l'environnement, ...

Actuellement les recherches de ce type se concentrent principalement sur la question des organismes génétiquement modifiés, certainement en raison de son importance sur l'agenda politique.

REFERENCES

- Abadi Ghadim A., Pannell D.J. (1999). A conceptual framework of adoption of an agricultural innovation. *Agricultural Economics* 21, 145-154.
- Abadi Ghadim K., Pannell D.J., Burton, M.P. (2005). Risk, uncertainty, and learning in adoption of a crop innovation. *Agricultural Economics* 33, 1-9.
- Abler D.G. (2004). Multifunctionality, Agricultural Policy, and Environmental Policy. *Agricultural and Resource Economic Review* 33(1), 8-17.
- Abler D.G., Shortle J.S. (1995). Technology as an agricultural pollution control policy. *American Journal of Agricultural Economics* 77(1), 20-32.
- Agra CEAS Consulting (2002). *Integrated Crop Management Systems in the EU*. European Commission DG Environment, 157 p.
- Agreste (1998). *Enquête sur la structure des vergers*. Ed. SCEES, Paris.
- Alberini A., Segerson K., (2002). Assessing Voluntary Programs to Improve Environmental Quality. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 157-184.
- Aldy J.E., Hrubovcak J., Vasavada U. (1998). The role of technology in sustaining agriculture and the environment. *Ecological Economics* 26, 81-96.
- Anand P. (1990). Analysis of Uncertainty as Opposed to Risk: An Experimental Approach. *Agricultural Economics* 4(2), 145-163.
- Anderson G.D., Opaluch J.J., Sullivan W.M. (1985). Nonpoint Agricultural Pollution: Pesticide Contamination of Groundwater Supplies. *American Journal of Agricultural Economics* 67(5), 1238-1243.
- Antle J.M. (1988). *Pesticide Policy, Production Risk, and Producer Welfare*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Antle J.M. (1987). Econometric Estimation of Producer's Risk Attitudes. *American Journal of Agricultural Economics* 69(3), 509-522.
- Antle J.M. (1986). Aggregation, Expectations, and the Explanation of Technological Change. *Journal of Econometrics* 33(1-2), 213-236.
- Antle J.M. (1984). The Structure of U.S. Agricultural Technology, 1910-1978. *American Journal of Agricultural Economics* 66(4), 414-421.
- Antle J.M. (1983a). Incorporating Risk in Production Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(5), 1099-1113.
- Antle J.M. (1983b). Sequential Decision Making in Production Models. *American Journal of Agricultural Economics* 65(2), 282-290.
- Antle J.M., Capalbo S.M. (1994). Pesticides, Productivity, and Farmer Health: Implications for Regulatory Policy and Agricultural research. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 598-602.
- Antle J.M., Capalbo S.M., Crissman C.C. (1994). Econometric Production Models with Endogenous Input Timing : An Application to Ecuadorian Potato Production. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 1-18.
- Antle J.M., Cole D.C., Crissman C.C. (1998). Further evidence in pesticides, productivity and farmer health: Potato production in Ecuador. *Agricultural Economics* 18, 199-207.
- Antle J.M., Hatchett S.A. (1986). Dynamic Input Decisions in Econometric Production Models. *American Journal of Agricultural Economics* 68 (4), 939-949.
- Antle J.M., McGuckin T. (1993). *Technological Innovation, Agricultural Productivity, and Environmental Quality*. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (Eds). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.
- Antle J.M., Pingali P.L. (1994). Pesticides Productivity and Farmer Health: A Philippine Case Study. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 418-430.
- Anton W. Rose Q., Deltas G., Khanna M., (2004). Incentives for Environmental Self-Regulation and Implications for Environmental Performance. *Journal of Environmental Economics and Management* 48(1), 632-654.
- Archer D.W., Shogren J.F. (1994). Nonpoint Pollution, Weeds and Risk. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 38-51.
- Arora S., Cason T.N., (1995). An Experiment in Voluntary Environmental Regulation : Participation in EPA's 33/50 Program. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(3), 271-286.

- Arrow K.J. (1962). The economic implications of learning by doing. *Review of Economic Studies* 29, 155-173.
- Arrow K.J., Cropper M.L., Eads G.C, Hahn R.W., Lave L.B., Noll R.G., Portney P.R., Russell M., Schmalensee M., Smith V.K., Stavins R.N. (1996). Is there a role for benefit cost analysis in environmental, health, and safety regulation? *Science* 12 April 272, 221-222.
- Assouline G. (1989). Phytosanitaires : des lendemains incertains. *Economie et Finances Agricoles* 239, 34-40.
- Athey S., (1998). Characterizing properties of stochastic objective functions. *MIT Working Paper* 96-1R.
- Athey S., Levin J. (2001). The value of information in monotone decision problems. *Stanford Working Paper*.
- Auerbach A.J., Feldstein M. (Eds) (2002). *Handbook of public economics, Vol 3*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Babcock B.A. (1992). The effects of Uncertainty on Optimal Nitrogen Applications. *Review of Agricultural Economics* 14(2), 270-280.
- Babcock B.A., Blackmer A.M. (1994). The Ex-Post Relationship Between Growing Conditions and Optimal Fertilizer Levels. *Review of Agricultural Economics* 16(3), 353-362.
- Babcock B.A., Chalfant J.A., Collender R.N. (1987). Simultaneous Input Demands and Land Allocation in Agricultural Production under Uncertainty. *Western Journal of Agricultural Economics* 12(2), 207-215.
- Babcock B.A., Hennessy D. (1996). Input demand under yield and revenue insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 78(2), 416-427.
- Babcock B.A., Lichtenberg E., Zilberman D. (1992). Impact of Damage Control and Quality of Output : Estimating Pest Control Effectiveness. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 163-172.
- Baerenklau K.A. (2005). Simulating the effect of a green payment program on the diffusion rate of a conservation technology. *Land Economics* 81(1), 1-19.
- Banerjee A. (1992). A simple model of herd behavior. *Quarterly Journal of Economics* CVII, 797-817.
- Bateman I.J., Willig K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The theory of environmental policy*. Ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Beach E.D., Carlson G.A. (1993). A Hedonic Analysis of Herbicides : Do User Safety and Water Quality Matter ? *American Journal of Agricultural Economics* 75(3), 612-623.
- Beckmann V., Wesseler J. (2003). How labour organization may affect technology adoption : an analytical framework analysing the case of integrated pest management. *Environment and Development Economics* 8, 437-450.
- Bejean S., Gadreau M. (1992). Asymétries d'information et régulation en médecine ambulatoire. *Revue d'Economie Politique* 102(2), 207-227.
- Bellon S., Gautronneau Y., Riba G., Savini I., Sylvander B. (2000). *L'agriculture biologique et l'INRA. Vers un programme de recherche*. Ed. INRA, Paris, 25p.
- Bennett C.F. (1996). Rationale for public funding of agricultural extension programs. *Journal of Agricultural and Food Information* 3(4), 3-25.
- Berck P., Helfand G. (1990). Reconciling the von Liebig and Differentiable Crop Production Functions. *American Journal of Agricultural Economics* 72(4), 985-996.
- Besley T., Case A. (1994). Diffusion as a learning process: evidence from HYV cotton. *Discussion Paper 174, Woodrow Wilson School of Public and International Affairs, Princeton University*.
- Besley T., Case A. (1993). Modelling technology adoption in developing countries. *American Economic Review* 83(2), 396-402.
- Bijman W.J.J. (2000). An Integrated Analysis of Government Policies Influencing Innovation in the Agrochemical, Biotechnology and Seed Industries. Objective 1 Report. *Policy Influences on Technology for Agriculture : Chemicals, Biotechnology and Seeds (PITA) Final Report, Annex B-1*. Centre for Technology Strategy, Open University, Milton Keynes, Great Britain.
- Binswanger H.P. (1974). The measurement of technical changes biases with many factors of production. *American Economic Review* 64, 964-976.

- BiPRO (Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen) (2004). *Assessing economic impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*. Final Report, ENV.C.4./ETU/2003/0094R. European Commission, Brussels.
- Blackshaw R.P. (1986). Resolving Economic Decisions for the Simultaneous Control of Two Pests, Diseases or Weeds. *Crop Protection* 5(2), 93-99.
- Blackwell M., Pagoulatos A. (1992). The Econometrics of Damage Control. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 1040-1044.
- Blom J.C. (1994). *Plant Protection in Dutch Agriculture : Policy, Application and Economics*. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds), *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Germany.
- Blomqvist A. (1991). The Doctor as Double Agent : Information Asymmetry, Health Insurance, and Medical Care. *Journal of Health Economics* 10, 411-432.
- Bonnieux F., Desaignes B. (1998). *Economie et politiques de l'environnement*. Ed. Dalloz, Paris.
- Bonnieux F., Dupraz P., Latouche K., Pech M. (2004). State of the art and methods. *Consolidated report, ITAES (Integrated Tools to design and Implement Agro Environmental Schemes), 6th Framework Programme Priority of the UE*.
- Bonnieux F., Weaver R.D. (1996). Environmentally sensitive area schemes: public economics and evidence. In: Withby M. (Ed.). *The European environment and CAP reform. Policies and prospects for conservation*. Ed. CAB international, Oxon, UK.
- Bosch D.J., Pease J.W. (2000). Economic Risk and Water Quality Protection in Agriculture. *Review of Agricultural Economics* 22(2), 438-463.
- Bontems P., Rotillon G. (2003). *Economie de l'environnement*. Ed. La Découverte, Paris.
- Bontems P., Rotillon G. (1999). Conformité aux prescriptions environnementales et son contrôle. *Revue d'Economie Politique* 109, 1-34.
- Bontems P., Rotillon G. (2000). Honesty in environmental compliance games. *European Journal of Law and Economics* 10(1), 31-41.
- Bourgeon J.-M., Chambers R.G. (2003). Optimal Area-Yield Crop Insurance Reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2), 590-604.
- Boussard J.-M. (1987). *Economie de l'agriculture*. Ed. Economica, 310 p.
- Bouzaher A., Archer D., Cabe R., Carriquiry A., Shogren J.F. (1992). Effects of Environmental Policy on Trade-offs in Agri-Chemical Management. *Journal of Environmental Management* 36(1), 69-80.
- Bovenberg A.L., Goulder L.H. (2002). Environmental taxation and regulation. In: Auerbach A.J. and Feldstein M. (Eds), *Handbook of public economics*, 3, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Boyer M., Kihlstrom R.E. (1984). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland, 317 p.
- Brau R., Carraro C. (1999). Voluntary approaches, market structure and competition. *Working paper CAVA* 53.
- Brouwer F.M., Terluin I.J., Godeschalk (1994). *Pesticides in the EC*. Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO), 154 p.
- Burrows T.M. (1983). Pesticide Demand and Integrated Pest Management: A limited Dependant Variable Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(4), 806-810.
- Buschena D.E., Zilberman D. (1994). What do we know about Decision Making under Risk and where do we go from here ? *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 425-445.
- Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Byé P., Monetari J.C. (1991). L'environnement industriel. In : Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Byerlee D., Anderson J.R. (1982). Risk, Utility and the Value of Information in Farmer Decision Making. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 50(3), 231-245.
- Calvet R. (1991). *Considérations générales sur les transferts de produits phytoprotecteurs dans les eaux*. Byé P., Descoins C., Deshayes A. (1991). *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Campbell H.F. (1976). Estimating the Marginal Productivity of Agricultural Pesticides: The Case of Tree Fruit Farms in the Okanagan Valley. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 24, 23-30.

- Capalbo S.M. (1988). A Comparison of Econometric Models of U.S. Agricultural Productivity and Aggregate Technology. In: Capalbo S.M., Antle J.M. (Eds) (1988). *Agricultural Productivity: Measurement and Explanation*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Capalbo S.M., Antle J.M. (Eds) (1988). *Agricultural Productivity: Measurement and Explanation*. Ed. Resources for the Future, Washington D.C.
- Carles R. (1992). *L'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires dans l'agriculture française*. Ed. INRA, Thiverval-Grignon.
- Carles R., Bonny S. (1993). Perspectives de l'évolution de l'emploi des engrais et des phytosanitaires dans l'agriculture française. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 26, 29-62.
- Carlson G.A. (1980). Economic and Biological Variables Affecting Demand for Publicly and Privately Provided Pest Information. *American Journal of Agricultural Economics* 62(5), 1001-1006.
- Carlson G.A. (1977a). Long-Run Productivity of Insecticides. *American Journal of Agricultural Economics* 59(3), 543-48.
- Carlson G.A. (1977b). *Pest control risk in agriculture*. In: Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council.
- Carlson G.A. (1970). A Decision Theoretic Approach to Crop Disease Prediction and Control. *American Journal of Agricultural Economics* 52(2), 216-223.
- Carlson G.A., Wetzstein M.E. (1993). Pesticides and Pest Management. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (1993). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.
- Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (1993). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press, 528 p.
- Carpentier A. (1996). Efficacité privée et publique de la gestion du risque phytosanitaire : le rôle de l'information. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* (39-40), 37-61.
- Carpentier A. (1995). *La gestion du risque phytosanitaire par les agriculteurs dans les systèmes de production intensive : une approche économétrique*. Thèse de doctorat, Chaire d'Analyse et Politique Economiques de l'École des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris, 421p.
- Carpentier A. (1994). A Pesticide Ban in the Context of Intensive Cropping Technology : the Case of the French Crop Sector, 281-303. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds), *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Germany.
- Carpentier A. (1993). *La gestion du risque phytosanitaire dans les systèmes de production intensive : une approche économétrique*. Mémoire pour l'obtention du DEA Analyse et politique économique, ENSAE-EHESS-DELTA, sous la direction de Mairesse J.
- Carpentier A., Guyomard H., Le Mouél C. (1998). Consistency between environmental and competitiveness objectives of agricultural policies : economics of price supports, set-aside, direct payments and other CAP instruments. In: Antle J.M., Lekakis J. (Eds.), *European Agriculture at the Cross-Roads : Competition and Sustainability*. Ed. Westview Press.
- Carpentier A., Mahé L.P. (2004). Politiques d'action pour la qualité de l'eau en milieu rural. *Colloque savoirs et savoir faire sur les bassins versants*, Chambre d'Agriculture de Bretagne-INRA-CEMAGREF-Arvalis-CAREN et Institut de l'élevage, Vannes 21 et 22 Avril 2004.
- Carpentier A., Salanié F. (1999). Engrais et pesticides : Effets incitatifs des instruments économiques. *Note préparée pour les Entretiens de Ségur*, MEDD, Paris 29 Juin 1999.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1997a). Damage Control Productivity : Why Econometrics Matters. *American Journal of Agricultural Economics* 79(1), 47-61.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1997b). Assessment of Farmers' Attitude toward Risk and Information Using Panel Data : the Example of Pesticide Use in the French Crop Sector. In Dijkhuizen A., Hardakker B., Huirne R. (Eds.), *Risk Management Strategies in Agriculture*, Mansholt Studies 7, Wageningen Agricultural University, 99-112.
- Carpentier A., Weaver R.D. (1996). Heterogeneity in Production Technologies and Estimation of Pesticide Productivity. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 44, 219-236.
- Carraro C., Soubeyran A. (1996). Environmental policy and the choice of production technology. In: Carraro et al. (Eds). *Environmental policy and market structure*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Carrasco-Tauber C., Moffitt L.J. (1992). Damage Control Econometrics : Functional Specification and Pesticide Productivity. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 158-162.

- Carson R. T., Florès N.E., Mitchell, R.C. (1999). The Theory and Measurement of Passive-Use Value. In: Bateman I. J., Willis K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Caswell M., Fuglie K., Ingram C., Jans S., Kascak C. (2001). Adoption of agricultural practices: Lessons learned from the USDA Area Studies Project. *USDA-ERS Agricultural Economic Report 792*.
- Caswell M.F., Shoemaker R.A. (1993). Adoption of Pest Management Strategies Under Varying Environmental Conditions. *USDA, Economic Research Service, Technical Bulletin 1827*, 1-16.
- Caswell M.F., Zilberman D. (1986). The effects of well depth and land quality on the choice of irrigation technology. *American Journal of Agricultural Economics* 68(4), 798-881.
- Cavelier A. (1976). *Cours de phytopharmacie. Tome 1*. Institut National Agronomique El-Harrach, Alger.
- Chambers R.G. (2002). Information, Incentives, and the Design of Agricultural Policies. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 2B*. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Chambers R.G. (1989). Insurability and Moral Hazard in Agricultural Insurance markets. *American Journal of Agricultural Economics* 71(3), 604-616.
- Chambers R.G. (1988). *Applied Production Analysis. A dual approach*. Ed. Cambridge University Press, 331 p.
- Chambers R.G., Lichtenberg E. (1994). Simple Econometrics of Pesticide Productivity. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 407-417.
- Chambers R.G., Quiggin R. (1992a). Nonpoint Source Pollution as a Multi-Task, Principal Agent Problem. *University of Maryland at College Park Working Paper 92-07*, 35 p.
- Chambers R.G., Quiggin R. (1992b). Production Under Uncertainty. *University of Maryland College Park, Working Paper 92-03*, 33 p.
- Chavas J.P. (2001). Structural Change in Agricultural Production : Economics, Technology and Policy. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 1A*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Chavas J.P. (1993). On the demand for information. *Economic Modelling* 10(4), 398-407.
- Chavas J.P., Pope R. (1982). Hedging and Production Decisions under a Linear Mean-Variance Preference Function. *Western Journal of Agricultural Economics* 7(1), 99-110.
- Cheung S. (1973). The Fable of the Bees: An Economic Investigation. *Journal of Law and Economics* 16, 11-33.
- Chrétien H. (1988). *Le point de vue de l'Union des Industries de la Protection des Plantes*. Cagnat P. (Dir.) *Les enjeux de l'agro-fourriture à l'horizon 1993*. Ed. Adetem, Paris.
- Clark J.S., Carlson G.A. (1990). Testing for Common Versus Private Property : the Case of Pesticide Resistance. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1), 45-60.
- Coase R.H. (1960). The theorem of social costs. *Journal of Law and Economics* 3.
- Cochrane W.W. (1979). *The developpement of American Agriculture: A Historical Analysis*. University of Minnesota Press, Mineapolis.
- Code Permanent Environnement et Nuisances Editions Législatives.
- Codron J.M., Habib R., Jacquet F., Sauphanor B. (2003). Bilan et perspectives environnementales de la filière arboriculture fruitière. In : Dron D. (Ed.). *Agriculture, territoire, environnement dans les politiques européennes*, INRA Ed., Dossiers de l'environnement de l'INRA, Paris: 182 p.
- Cohen, M., 1999, Monitoring and Enforcement of Environmental Policy. In: Folmer H., Tietenberg, T. (Ed.) (1999). *The international yearbook of environmental and resource economics: 1999/2000: A survey of current issues (New Horizons in Environmental Economics)*. Ed. Edward Elgar Publishing Ltd.
- Collender R.N., Chalfant J.A. (1986). An Alternative Approach to Decisions under Uncertainty Using the Empirical Moment-Generating Function. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 727-739.
- Conley T.G., Udry C.R. (2003). Learning about a new technology: Pineapple in Ghana. *Discussion Paper, Yale University*.
- Conley T.G., Udry C.R. (2001). Social learning through networks: the adoption of new agricultural technologies in Ghan. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 668-673.

- Cour des Comptes (2002). *La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne*. Rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés.
- Cour des Comptes Européenne (2005). *Rapport spécial 5 relatif au développement rural : la vérification des dépenses agroenvironnementale*.
- Courbois C. (1998). *Determinants of pesticide registration for food crops*. American Agricultural Economics Association Annual Meeting, August 2-5, 1998, Salt Lake City, Utah.
- Cowan R., Gunby P. (1996). Sprayed to death : Path dependence, lock-in and pest control. *Economic Journal* 106(436), 521-43.
- Coyle B.T. (1992). Risk Aversion and Price Risk in Duality Models of Production : A Linear Mean-Variance Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 849-859.
- Coyle B.T. (1991a). Incorporating Risk Aversion and price Uncertainty into duality Models of Production : a Mean-Variance Approach. *Working Paper, University of Manitoba*.
- Coyle B.T. (1991b). On modeling systems of crop acreage demands. *Working Paper, University of Manitoba*.
- Crawford V.P., Sobel J. (1982). Strategic Information Transmission. *Econometrica* 50(6), 1431-1451.
- Crissman C.C., Cole D.C., Carpio F. (1994). Pesticide Use and Farm Worker Health in Ecuadorian Potato production. *American Journal of Agricultural* 76(3), 593-597.
- Crocker T.D., Horst R.L.Jr. (1981). Hours of Work, Labor Productivity, and Environmental Conditions : A case Study. *Review of Economics and Statistics* 63 (2), 361-385.
- Cropper M.L. (1994). Economic and Health Consequences of Pesticide Use in Developing Country Agriculture : discussion. *American Journal of Agricultural Economics* 76 (3), 605-607.
- Cropper M.L., Evans W.N., Berardi S.J., Ducla-Soares M.M. (1992a). The determinants of pesticide regulation : a statistical analysis of EPA decision making. *Journal of Political Economy* 100(1), 175-197.
- Cropper M.L., Evans W.N., Berardi S.J., Ducla-Soares M.M., Portney P.R. (1992b). Pesticide Regulation and the Rule-making Process. *Northeastern Journal of Agricultural Economics* 21(2), 77-82.
- Curé B. (1990). Evolution de l'utilisation des produits phytosanitaires. *Perspectives Agricoles* 146, 89-94.
- Dancey R.J. (1993). The evolution of agricultural extension in England and Wales. *Journal of Agricultural Economics* 44, 375-393.
- David M. (2004). *Economie des approches volontaires dans les politiques environnementales en concurrence et coopération imparfaites*. Thèse de l'Ecole Polytechnique, Paris.
- David P.A. (1985). Clio and the economics of QWERTY. *American Economic Review* 75(5), 332-337.
- David P.A. (1969). A contribution to the theory of diffusion. *Mimeo 71, Research Center in Economic Growth, Memorandum 71, Stanford University*.
- Davis R., Tisdell C.A. (2002). Alternative specifications and extensions of the economic threshold concept and the control of livestock pest. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- de Jong F.M.W., de Snoo G.R., Loorij T.P.J., (2001). Trends of pesticides use in the Netherlands. *Mededelingen* 66, 823-834.
- Deffontaines J.P., Brossier J. (1997). Agriculture et qualité de l'eau : l'exemple de Vittel. *Dossier de l'environnement de l'INRA* 14, 78.
- Diamond P.A., Stiglitz J.E. (1974). Increases in Risk and Risk Aversion. *Journal of Economic Theory* 8, 337-360.
- Diederer P., van Meijl H., Wolters A., Bijak K. (2003). Innovation Adoption in Agriculture: Innovators, Early Adopters and Laggards. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 67, 29-50.
- Dionne G. (Ed) (1992). *Contribution to Insurance Economics*. Ed. Kluwer Academic Publishers.
- Dionne G. (Ed) (1988). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris, 289 p.
- Dupraz P., Vermersch D., Henry de Frahan B., Delvaux L., (2003). The Environmental Supply of Farm Households. *Environmental and Resource Economics*, 25, 171-189.
- ECPA (1992a). *Pesticide residues in food*. European Crop Protection Association.

- ECPA (1992b). *Health effects in man from long term exposure to pesticides*. European Crop Protection Association.
- ECPA (1992c). *Cereals and plant protection*. European Crop Protection Association.
- ECPA (1992d). *Non-cereal crops and plant protection*. European Crop Protection Association.
- Eeckhoudt L., Kimball M. (1992). *Background Risk, Prudence and the Demand for Insurance*. In : Dionne G. (Ed) (1988). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris.
- Ehler L.E., Bottrel D.G., (2000). The illusion of Integrated Pest Management. *Issues in Science and Technology* Spring 2000, 61-64.
- Ehrlich I., Becker G.S. (1972). Market Insurance, Self-Insurance, and Self-Protection. *Journal of Political Economics* 20(4), 623-648.
- Eiswerth M.E. (1991). Regulatory/Economic Instruments for Agricultural Pollution : Accounting for Input Substitution. *Marine Policy Center, Woods Hole Oceanographic Institution Woods Hole (USA). Working Draft*, 29 p.
- Ekins P. (1999). European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. *Ecological Economics* 31, 39-62.
- Ekins P., Speck S. (1999). Competitiveness and exemptions from environmental taxes in Europe. *Environmental and Resource Economics* 13, 369-393.
- El Titi A., Boller E.F., Gendrier J.P. (Eds) (1993). *Integrated production. Principles and technical guidelines*, IOBC (International Organisation for Biological and Integrated Control), 40 p.
- Elamin E.M., Rogers L.F. (1992). Estimation of Risk Aversion Coefficient for Traditional Dryland Agriculture in Western Sudan. *Agricultural Economics* 7(2), 155-166.
- Eom Y.S. (1992). Consumers Respond to Information About Pesticide Residues. *Food Review* 6-10.
- EU-DGARD (EU-Directorate General for Agriculture and Rural Development) (2005). *Agri-Environmental Measures: Overview on general principles, types of measures, and application. Unit G-4 Evaluation of Measures Applied to Agriculture, Studies*.
- Evenson R.E. (2001). Economic Impacts of Agricultural Research and Extension. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 1A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Evenson R.E. (1995). Technology change and technology strategy. In: Behrman J., Srinivasan T.N. (Eds), *Handbook of Development Economics 3A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Eyre Associates (1997). *Assessment of the benefits of plant protection products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Falconer K., Dupraz P., Whitby M. (2001). An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas., *Journal of Agricultural Economics* 52(1), 83-103.
- Falconer K., Hodge I. (2001). Pesticide taxation and multi-objective policy-making : farm modelling to evaluate profit/environment trade-offs. *Ecological Economics* 36, 263-279.
- Falconer K., Withby M. (1999). The invisible costs of scheme implementation and administration. In: van Huylenbroeck, Withby M. (Eds) (1999). *Countryside stewardship: farmers, policies, and markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Farnsworth R.L., Moffitt L.J. (1984). Farmers' Perceptions and Information Sources : A Quantitative Analysis. *Agricultural Economics Research* 36(1), 8-11.
- Feather P.M., Amacher G.S. (1994). Role of Information in the Adoption of Best Management Practices for Water Quality Improvement. *Agricultural Economics* 11, 159-170.
- Feder G. (1979). Pesticides, Information and Pest Management under Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics* 61(1), 97-103.
- Feder G., Just R.E., Zilberman D. (1985). Adoption of agricultural innovations in developing countries: a survey. *Economic Development and Cultural Change* 34, 254-298.
- Feinerman E., Herriges J.A., Holtkamp (1992). Crop Insurance as a Mechanism for reducing Pesticide Usage : a Representative Farm Analysis. *Review of Agricultural Economics* 14(2), 169-182.
- Fernandez-Cornejo J. (1998). Environmental and economic consequences of technology: IPM in viticulture. *Agricultural Economics* 18, 145-155.
- Fernandez-Cornejo J. (1996). The microeconomic Impact of IPM Adoption : Theory and Application. *Agricultural and Resource Economics Review* 25(4), 149-160.
- Fernandez-Cornejo J. (1994). Nonradial Technical Efficiency and Chemical Input Use in Agriculture. *Agricultural and Resource Economics Review* 23(1), 11-21.

- Fernandez-Cornejo J. (1992). Short and Long-Run Demand and Substitution of Agricultural Inputs. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 21(1), 37-49.
- Fernandez-Cornejo J., Beach E.D., Huang W.Y. (1994). The Adoption of IPM Techniques by Vegetable Growers in Florida, Michigan and Texas. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 158-172.
- Fernandez-Cornejo J., Castaldo C. (1998). The diffusion of IPM Techniques among Fruit Growers in the USA. *Journal of Production Agriculture* 11(4), 497-506.
- Fernandez-Cornejo J., Greenne C., Penn R., Newton D. (1998). Organic vegetable production in the U.S.: Certified growers and their practices. *American Journal of Alternative Agriculture* 13(2), 69-78.
- Fernandez-Cornejo J., Jans S. (1999). Pest Management in the U.S. Agriculture. *USDA-ERS Agricultural Handbook* 717.
- Fernandez-Cornejo J., Jans J.S., Smith M. (1998). Issues in the economics of pesticide use in agriculture : a review of the empirical evidence . *Review of Agricultural Economics* 20 (2), 462-488.
- Fernandez-Cornejo J., Kackmeister A. (1996). The diffusion of Integrated Pest Management Techniques. *Journal of Sustainable Agriculture* 7(4), 71-102.
- Fernandez-Cornejo J., McBride W.D. (2002). *Adoption of bioengineered crops*. USDA-ERS. Washington D.C. AER-810. 67 p.
- Fernandez-Cornejo J., Pho Y. (2002). Induced innovation and the economics of herbicide use. In Hall D.C. and Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4 : Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*, Elsevier Science, Oxford, UK.
- Ferron P., (1999). Protection intégrée des cultures : évolution du concept et de son application. *Cahiers Agricultures* 8, 389-396.
- Fisher L.A. (1976). The economics of Pest Control in Canadian Apple Production. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 18(1), 89-96.
- Foster A., Rosenweig M. (1995). Learning by doing and learning from others: human capital and technical change. *Journal of Political Economy* 103(6), 1176-1209.
- Foster W.E., Babcock B.A. (1991). Producer Welfare Consequences of Regulating Chemical Residues on Agricultural Crops : Maleic Hydrazide and Tobacco. *American Journal of Agricultural Economics* 73(4), 1224-1232.
- Fox G., Weersink A. (1993). Can Increasing Returns Occur in Pest Management ? *University of Guelph, Department of Agricultural Economics and Business, Working Paper WP93/03*, 20 p.
- Freeman A.M. (1993) *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Ed. Resources For the Future, Washington D.C.
- Freixas X., Kihlstrom R.E. (1984). Risk Aversion and Information Demand. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (1984). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Fuglie K.O. (1999). Conservation tillage and pesticide use in the Cornbelt. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 31(1), 133-147.
- Fuglie K.O., Kascak C.A. (2001). Adoption and Diffusion of Natural-Resource-Conserving Agricultural Technology. *Review of Agricultural Economics* 23(2), 386-403.
- Gendron M. (1988). Mesures de performance et économie de l'information, une synthèse de la littérature théorique. In: Dionne G. (Ed). *Incertain et information*. Coll. Société Canadienne de Sciences Economiques, Ed. Economica, Paris.
- Geroski P.A. (2000). Models of technology diffusion. *Research Policy* 29, 603-626.
- Gianessi L. (1991). Reducing pesticide use with no loss in Yields ? A critique of a recent Cornell study. *Discussion paper QE91-16*. Resources For the Future, Washington DC.
- Gillmeister W.J., Moffit L.J., Bhowmik P.C., Allen P.G. (1990). Information Value in Weed Management. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 24-27.
- Glachant M., (2005). Voluntary agreements in a rent seeking environment. In : Edoardo Croci (Ed.). *The Handbook on environmental Voluntary Agreements*, Kluwer, 17p.
- Glachant M., (2004). *Les instruments de la politique environnementale : polycopié de cours de microéconomie de l'environnement II*. DEA Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles, CERNA, Paris.
- Glachant M., (1995). Les accords volontaires dans la politique environnementale : une mise en perspective de leur nature et leur efficacité. *Economie et Prévisions* (117-118), 49-60.

- Glauber J.W. (2004). Crop insurance reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 86(5), 1179-1195.
- Gohin A., Chantreuil F. (1999). La programmation mathématique positive dans les modèles d'exploitation agricole. *Cahiers d'économie et de sociologie rurales* 52, 60-77.
- Gohin A., Guyomard H., Levert F. (2003). Impacts économiques d'une réduction des utilisations agricoles des engrais minéraux en France : une analyse en équilibre général. *Economie et prévision* 157, 13-30.
- Golombek R., Moen E.R., (2002). Do negotiated agreements lead to cost efficiency ? *Journal of Economics* 76(2), 101-122.
- Goodwin B.K. (1994). Premium rate Determination in the Federal Crop Insurance Program : what do Averages have to say about Risk ? *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 382-395.
- Goodwin B.K. (1993). An Empirical Analysis of the Demand for Multiple Peril Crop Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 75(2), 425-434.
- Gould B.W. (1974). Risk, Stochastic Preference, and the Value of Information. *Journal of Information Theory* 8(1), 64-84.
- Griliches Z. (1957). Hybrid corn: an exploration in the economics of technical change. *Econometrica* 48, 501-522.
- Grisley W., Kellogg E.D. (1983). Farmers' Subjective Probabilities in Northern Thailand : an Elicitation Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 65(1), 74-82.
- Grossman S.J., Kihlstrom R.E. Mirman L.J. (1977). A Bayesian approach to the production of information and learning by doing. *Review of Economic Studies* 44, 533-548.
- Guyomard H., Baudry M., Carpentier A. Estimating Crop Supply in the Presence of Farm Programmes : Application to the Common Agricultural Policy. *European Review of Agricultural Economics* 23(4), 401-420, 1996.
- Guyomard H., Le Bris K. (2003). Multifunctionality, Agricultural Trade and WTO negotiations. *ENARPRI (Thematic Network on Trade Agreements and European Agriculture), Working Paper 4*.
- Hahn R.W., Stavins R.N. (1992). Economic incentives for environmental protection: integrating theory and practice. *American Economic Review* 80(2), 464-468.
- Hall D.C., Moffitt L.J. (2002a). Adoption and diffusion of sustainable food technology and policy. In Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Hall D.C., Moffitt L.J. (2002b). Modeling for pesticide productivity measurement. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds), *Advances in the economics of environmental resources 4: Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Hall D.C., Norgaard R.B. (1973). On the Timing and Application of Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 55(2), 198-201.
- Hamilton J. T. (1995). Pollution as News: Media and Stock Market Reactions to the Toxics Release Inventory Data. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(1), 98-113.
- Hanf C.H., Schiefer G. (1980). *Consideration and Modelling of Risk in the Agribusiness Sector*. Proceedings of the Second Symposium of the European Association of Agricultural Economists. Ed. Kieler Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- Hanemann M.W. (1999). The economic theory of WTP and WTA. In: Bateman I. J., Willis K.G. (Eds) (1999). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, UE and developing countries*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK..
- Hanemann M.W., Farnsworth A. (1981). The role of risk preferences and perceptions in the adoption of IPM. *Working paper*, University of California at Berkeley.
- Hansen L.G., (1997). Environmental Regulation Through Voluntary Agreements. *Fondazione Eni Enrico Mattei Note di Lavoro* : 23/97, 31.
- Hanson J.C., Just R. (2001). The potential for transition to paid extension: some guiding economic principles. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 777-784.
- Hardaker J.B., Pandey S., Patten L.H. (1991). Farm Planning under Uncertainty : A Review of Alternative Programming Models. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 59(1), 9-22.

- Harper C.R. (1991). Predator-Prey Systems in Pest Management. *Northeastern journal of Agricultural Economics* 20(1), 15-23.
- Harper J.K., Mjelde J.W., Rister M.E., Way M.O., Drees B.M. (1994). Developing Flexible Economic Thresholds for Pest Management Using Dynamic Programming. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 134-147.
- Harper J.K., Rister M.E., Mjelde J.W., Drees B.M., Way M.O. (1990). Factors Influencing the Adoption of Insect Management Technology. *American Journal of Agricultural Economics* 72(4), 997-1005.
- Harper J.K., Zilberman D. (1992). Pesticides and Worker Safety. *American Journal of Agricultural Economics* 74(1), 68-78.
- Harper J.K., Zilberman D. (1989). Pest Externalities from Agricultural Inputs. *American Journal of Agricultural Economics* 71(3), 692-702.
- Hartnell G. (1996). The innovation of agrochemicals : regulation and patent protection. *Research Policy* 25(3), 379-395.
- Hassett K.A., Metcalf G.E. (1995). Energy tax credits and residential conservation investment: evidence from panel data. *Journal of Public Economics* 57, 201-217.
- Hassett K.A., Metcalf G.E. (1996). Can irreversibility explain the slow diffusion of energy saving technologies? *Energy Policy* 24, 7-8.
- Hausman J.A. (1979). Individual discount rates and the purchase of energy-using durables. *Bell Journal of Economics* 10(1), 33-54.
- Hayami Y., Ruttan V.W. (1998). *Agriculture et développement, une approche internationale*. INRA Editions, Paris.
- Hayami Y., Ruttan V.W. (1985). *Agricultural Development : An International Perspective*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Hazell P., Pomareda C., Valdès A. (Eds) (1986). *Crop Insurance for Agricultural Development*. Ed. The Johns Hopkins University Press.
- Headley J.C. (1972). *Defining the Economic Threshold*. Presented at the National Academy of Sciences, Symposium on Pest Control Strategies for the Future, Washington, DC., April 15, 1971 (in National Academy of Sciences, Pest Control Strategies for the Future, 100-108).
- Headley J.C. (1968). Estimating the Productivity of Agricultural Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 50(1), 13-23.
- Heckman J.J. (1997). Instrumental variables: a study of implicit behavioral assumptions used in making program evaluations. *Journal of Human Resources* 32, 441-462.
- Helfand G.E., Berck P., Maull T. (2003). The theory of pollution policy. In: Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds), *Handbook of environmental economics I*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Heyes A. (2001) Honesty in a regulatory context-good thing or bad. *European Economic Review* 45, 215-232.
- Hommel T., Godard O., (2002). Trajectoire de contestabilité sociale et production d'OGM à usage agricole. *Economie Rurale* 20, 36-49.
- Holmstrom B. (1982). Moral Hazard in Teams. *Bell Journal of Economics* 13(2), 324-340.
- Horowitz J. (1994). Preferences for Pesticide regulation. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 396-406.
- Horowitz J., Lichtenberg E. (1994). Risk-Reducing and Risk-Increasing Effects of Pesticides. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 82-89.
- Horowitz J., Lichtenberg E. (1993). Insurance, Moral Hazard, and Chemical Use in Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 926-935.
- House of Commons and Environmental Audit Committee (2003). *Pesticides: The Voluntary Initiative*, House of Commons, London.
- Huang C. H. (1993). *The rationale of excessive pesticides uses: hypothesis testing and implications*. Vol. G (Agriculture and the environment) of the VIIth EAAE Congress, Stresa (Italy) 6th-10th Sept. 1993.
- Huang C.H., Le Blanc M. (1994). Market-Based Incentives for Addressing Non-Point Water Quality Problems : A Residual Nitrogen Tax Approach. *Review of Agricultural Economics* 16(3), 427-440.
- Hubbell B.J., Carlson G.A. (1998). Effects of Insecticide Attributes on Within-Season Insecticide Product and Rate Choices : The Case of U.S. Apple Growers. *American Journal of Agricultural Economics* 80(2), 382-396.

- Hubbell B.J., Florkowski W.J., Oetting R., Braman S.K., Robacker C.D. (2001). Implications of Lawn Care and Landscape Maintenance Firm Profiles for Adoption of Pest-Management Practices. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 33(1), 147-159.
- Huffman W. E. (2001) Human Capital: Education and Agriculture. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds) *Handbook of Agricultural Economics. Volume 1A : Agricultural Production*. Ed. Elsevier Science, North-Holland, Amsterdam.
- Hurd B.H. (1994). Yield Response and Production Risk: An Analysis of Integrated Pest Management in Cotton. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 313-326.
- Ikerd J.E. (1991). Applying LISA Concepts on Southern Farms. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 43-55.
- Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation (2003). *Le programme CTE : Rapport d'évaluation Décembre 2003 et fiches de synthèse des évaluations régionales*. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales.
- IPTS Institute for Prospective Studies (2004). Prospective Analysis of Agricultural Systems. European Commission Joint Research Centre (DG JRC). *Technical report EUR21311EN*, 242p.
- Isik M. (2002). Resource management under production and output price uncertainty: implications for environmental policy. *American Journal of Agricultural Economics* 84(3), 557-571.
- Isik M., Khanna M. (2003). Stochastic technology, risk preferences and adoption of site-specific technologies. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2), 305-317.
- Ivaldi M., Perrigne I., Simeoni M. (1994). Productive Efficiency of French Grain Producers : A Latent Variable Model. *Journal Productivity Analysis* 5(3), 287-99.
- Jaffe A.B., Newell R.G., Stavins R.N. (2003). Technological change and the environment. In Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds), *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Jaffee A.B., Newell R.G., Stavins R.N. (2002). Environmental policy and technological change. *Environmental and Resource Economics* 22(1), 41-69.
- Jeger M.J. (2000). Bottlenecks in IPM. *Crop Protection* 19, 787-792.
- Jeger M.J. (1997). Approaches to integrated crop protection in university education and training. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64(2), 173-179.
- Just R.E. (1974). An Investigation of the Importance of Risk in Farmer's Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 56(1), 14-25.
- Just R.E., Antle J.M. (1990). Interactions between agricultural and environmental policies: a conceptual framework. *American Economic Review* 80(2), 197-202.
- Just R.E., Calvin L., Quiggin J. (1999). Adverse selection in crop insurance: actuarial and asymmetric information incentives. *American Journal of Agricultural Economics* 81(4), 834-849.
- Just R.E., Hueth R.L., Schmitz A. (2002). *The economics of public policy*. Ed. Prentice-Hall, New-York.
- Just R.E., Hueth R.L., Schmitz A. (1982). *Applied welfare economics and public policy*. Ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Just R.E., Pope R.D. (2002). Past progress and future opportunities for agricultural risk research. In: Just R.E., Pope R.D. (Eds). *A comprehensive assessment of the role of risk in US agriculture*. Ed. Kluwer Academic Press, London.
- Just R.E., Pope R.D. (2001). The Agricultural Producer : Theory and Statistical Measurement. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 1A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Just R.E., Pope R.D. (1979). Production Function Estimation and Related Risk Considerations. *American Journal of Agricultural Economics* 61(2), 276-284.
- Just R.E., Pope R.D. (1978). Stochastic Specification of Production Functions and Economic Implications. *Journal of Econometrics* 7(1), 67-86.
- Just R.E., Wolf S.A., Wu S., Zilberman D. (2002). Consumption of economic information in agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 84(1), 39-52.
- Katsoulacos Y., Xepapadeas A. (1996). Environmental innovation, spillovers and optimal policy rules. In: Carro et al. (Eds) *Environmental policy and market structure*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Karl H., Orwat C., (1999). Economic Aspects of Environmental Labelling. *The international yearbook of environmental and resource economics 1999/2000. A survey of current issues*, 107-170.

- Kask S.B., Maani S.A. (1992). Uncertainty, Information, and Hedonic Pricing. *Land Economics* 68(2), 170-184.
- Kataoka S. (1963). A Stochastic Programming Model. *Econometrica* 31(1-2), 181-196.
- Khanna M., (2001). Non-mandatory Approaches to Environmental Protection. *Journal of Economic Surveys* 15(3), 291-324.
- Khanna M., Zilberman D. (1997). Incentives, precision technology and environmental protection. *Ecological Economics* 23, 25-43.
- Khanna M., Quimio W.R.H, Bojilova D. (1998). Toxics Release Information : A Policy Tool for Environmental Protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 36(3), 243-266.
- Kihlstrom R.E. (1984). A Bayesian Exposition of Blackwell's Theorem on the Comparison of Experiments. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (Eds). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Kihlstrom R.E. (1976). Firm Demand for Information about Price and Technology. *Journal of Political Economy* 84(6), 1335-1341.
- Kihlstrom R.E. (1974). A General Theory of demand for Information about Product Quality. *Journal of Economic Theory* 8, 413-439.
- Kimball M.S. (1990). Precautionary saving in the Small and in the Large. *Econometrica* 58(1), 53-73.
- Knudson M.K. (1991). Incorporating Technological Change in Diffusion Models. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 724-733.
- Knutson R.D., Taylor C.R., Penson J.B., Smith E.G. (1990). Economic impacts of reduced chemical uses. *Choices* 4th quarter, 25-31.
- Kolstadt C.D. (2000). *Environmental economics*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Konar S., Cohen M. A., (2001). Does the Market Value Environmental Performance ? *Review of Economics and Statistics*, 83(2), 281-289.
- Kuchler F., Lynch S., Ralston K., Unnevehr L. (1994). Changing Pesticide Policies. *Choices*, 2nd quarter, 15-19.
- Kumbhakar S.C. (1990). Production Frontiers, Panel data, and Time-Varying Technical Inefficiency. *Journal of Econometrics* 46(1), 201-211.
- Laffont J.-J. (1994). Regulation of Pollution with Asymmetric Information. In: Dosi C., Tomasi T. (Ed.). *Nonpoint source pollution regulation: Issues and analysis*. Ed. Fondazione Eni Enrico Mattei Series on Economics, Energy and Environment, Boston.
- Laffont J.J. (1991a). *Economie de l'incertain et de l'information*. Coll. Economie et Statistiques Avancées, Ed. Economica, Paris.
- Laffont J.J. (1991b). *Fondements de l'économie publique*. Coll. Economie et Statistiques Avancées, Ed. Economica, Paris.
- Laffont J.J. (1976). Risk, Stochastic Preference, and the Value of Information : A Comment. *Journal of Economic Theory* 12, 483-487.
- Laffont J.-J., Tirole J. (1993). *A theory of incentives in procurement and regulation*. The MIT Press, London, UK.
- LaFrance J.T., Shimshack J.P., Wu S.Y. (2001). The environmental impacts of subsidized crop insurance. *Working Paper 912, Department of Agricultural and Resource Economics and Policy, Univ. of California at Berkeley*.
- Langham M.R., Edwards W.F. (1969). Externalities in Pesticide Use. *American Journal of Agricultural Economics* 51(5), 1195-1201.
- Lanzer E.A., Paris Q. (1981). A New Analytical Framework for the Fertilization Problem. *American Journal of Agricultural Economics* 63(1), 93-103.
- Larguier M., Massin J.M. (1994). Conférence ministérielle pour la protection de la Manche et de la Mer du Nord. Aspects phytosanitaires. *Phytoma. La Défense des Végétaux* 461, 12-18.
- Lazarus W.F., Swanson E.R. (1983). Insecticide Use and Crop Rotation under Risk : Rootworm Control in Corn. *American Journal of Agricultural Economics* 65(4), 738-747.
- Leathers H.D., Quiggin J.C. (1991). Interactions between Agricultural and Resource Policy : The Importance of attitudes toward Risk. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 757-764.
- Leathers H.D., Smale M. (1991). A Bayesian approach to explaining sequential adoption of components of a technological package. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 734-742.

- Le Floch-Wadel A. (2000). *Le marché des produits biologiques en France en 1999. Evolution, structure et enjeux*. Mémoire de l'IHDREA sous la dir. de B. Sylvander.
- Lemarié S. (2005). Vertical integration and the licensing of innovation with fixed fees or royalties. *Document de travail, UMR GAEL, Grenoble*.
- Lemarié S. (2003). Evolution des structures industrielles et de la concurrence dans les secteurs des semences et des pesticides. *Economie Rurale* 277-278, 167-182.
- Levidow L., Bijman J. (2002). Farm inputs under pressure from the European food industry. *Food Policy* 27, 31-45.
- Lehvall P., Wahlbin C. (1973). A study of some assumptions underlying innovation diffusion functions. *Swedish Journal of Economics* 75, 362-377.
- Levidow L., Bijman J. (2002). Farm inputs under pressure from the European food industry. *Food Policy* 27, 31-45.
- Lichtenberg E. (2004). Some hard truth about agriculture and the environment. *Agricultural and Resource Economics Review* 33(1), 24-33.
- Lichtenberg E. (2002). Agriculture and the Environment. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 2A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Lichtenberg E. (2000). Cost of regulating transgenic pest-protected plants. In *Genetically modified pest-protected plants: science and regulation*. National Research Council. Washington, D.C, National Academy Press, 217-243.
- Lichtenberg E. (1992). Alternative Approaches to Pesticide Regulation. *Northeastern Journal of Agricultural Economics* 21(2), 83-92.
- Lichtenberg E. (1987). Integrated versus Chemical Pest management: The Case of Rice Field Mosquito Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(3), 304-312.
- Lichtenberg E., Spear R.C., Zilberman D. (1993). The Economics of Reentry Regulation of Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 946-958.
- Lichtenberg E., Velderman Berlind A. (2005). Does it matters who scouts? *Journal of Agricultural and Resource Economics* (Forthcoming).
- Lichtenberg E., Zilberman D. (2002). Storage technology and the environment. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27(1), 146-164.
- Lichtenberg E., Zilberman D. (1988). Efficient Regulation of Environmental Health Risks. *The Quarterly Journal of Economics* (412), 168-178.
- Lichtenberg E., Zilberman D. (1986). The Econometrics of Damage Control : Why Specification Matters. *American Journal of Agricultural Economics* 68(2), 262-273.
- Lichtenberg E., Zilberman D., Archibald S.O. (1990). *Economics and Pesticides*. In: Zilberman D., Siebert J. (Eds). Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. *Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley*.
- Lichtenberg E., Zilberman D., Bogen K.T. (1989). Regulating Environmental Health Risks under Uncertainty : Groundwater Contamination in California. *Journal of Environmental Economics and Management* 17(1), 22-34.
- Lim H., Shumway C.R., Honeycutt T.J. (1993). Disaggregated Output Supply and Pesticide Policy. *Review of Agricultural Economics* 15(2), 234-254.
- B.H., Vandeman A., Fernandez-Cornejo J., Jans S. (1994). Integrated Pest Management : how Far have we come ? *Agricultural Outlook* May, 24-28.
- Lin J.Y. (1991). Education and Innovation Adoption in Agriculture: Evidence from Hybrid Rice in China. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 713-723.
- Lindner R., Fischer A., Pardey P. (1979). The time to adopt. *Economic Letters* 2, 187-190.
- Lippman S.A., Mc Call J.J. (1982). *The Economics of Uncertainty. Selected Topics and Probabilistic Methods*. In: Arrow K.J., Intrilligator M. (Eds). *Handbook of Mathematical Economics*. Ed. North-Holland, Amsterdam.
- Lohr L., Park T. (2003). Improving Extension Effectiveness for Organic Clients : Current Status and Future Directions. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 28(3), 634-650.
- Lohr L., Park T., Higley L. (1999). Farmer risk assessment for voluntary insecticide reduction. *Ecological Economics* 30(1), 121-130.
- Lohr L., Park T., Wetzstein M., (1998). Voluntary Economic and Environmental Risk Tradeoffs in Crop Protection Decisions. *Agricultural and Resource Economics Review* 27(1), 108-116.

- Lopez R.E. (1980). The Structure of Production and the Derived Demand for Inputs in Canadian Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 62(1), 38-45.
- Louvière J. J., Hensher D., Swait J. (2000). *Stated choice methods : Analysis and applications in marketing, transportation and environmental valuation*. Ed. Cambridge University Press, New-York.
- Love A.H., Buccola S.T. (1991). Joint Risk Preference Technology Estimation with a Primal System. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 765-774.
- Loyce C., Rolland B., Bernicot M.H., Bouchard C., Doussinault G., Haslé H., Meynard J.M. (2001). Les variétés de blé tolérantes aux maladies : une innovation majeure à valoriser par des itinéraires techniques économes. *Perspectives Agricoles* 268, 50-56.
- Lyon T. P., Maxwell J.W., (2003). Self-Regulation, Taxation and Public Voluntary Environmental Agreements. *Journal of Public Economics* 87(7-8), 1453-1486.
- Machina M.J. (1987). Choice Under Uncertainty : Problems Solved and Unsolved. *Economic Perspectives* 1(1), 121-154.
- Machina M.J. (1982). Expected Utility : Analysis Without the Independence Axiom. *Econometrica* 50(2), 277-323.
- Madden J.P., O'Connell P. (1989). Early results of the LISA program. *Agricultural libraries information notes. Beltsville : National Agricultural Library, USDA, 1989, 6/7, 1-10.*
- Mahé L.P., Ortalo-Magné F. (2001). *Politique agricole : un modèle européen*. Presses de Sciences Po, Paris.
- Mahé L.P., Rainelli P. (1987). Impact des pratiques et des politiques agricoles sur l'environnement. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales* 4, 9-31.
- Mahul O. (1999). Optimum area yield crop insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 81(1), 75-82.
- Manski C. (1993a). Dynamic Choice in Social Settings. *Journal of Econometrics* 58, 121-136.
- Manski C. (1993b). Identification of endogenous social effects: the reflection problem. *Review of Economic Studies* 60, 531-542.
- Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds) (2003). *Handbook of environmental economics 1*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Marra M., Pannell D.J., Abadi Ghadim A. (2003). The economics of risk, uncertainty and learning in the adoption of new agricultural technologies: Where are we on the learning curve? *Agricultural Systems* 75(2/3), 215-234.
- Marsh S.P., Pannell D.J. (2000). Agricultural extension in Australia: the good, the bad and the misguided. *Australian Journal of Agricultural Economics* 44(4), 605-627.
- Mas-Colell A., Whinston M.D., Greenne J.R. (1995). *Microeconomic Theory*. Ed. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Maxwell J. W., Lyon T. P. (1999). What caused US voluntary environmental agreements ? *Working paper*, 22.
- McDougall P. (2003). *The cost of new agrochemical product discovery, development and registration in 1995 and 2000*. A consultancy study for Crop Life America and the European Crop Protection Association.
- McIntosh C.S., Williams A.A. (1992). Multiproduct Production Choices and Pesticide Regulation in Georgia. *Southern Journal of Agricultural Economics* 24, 135-44.
- McLeod P.B., Roberts E.J., Syme G.J. (1994). Willingness to Pay for Continued Government Service Provision : the Case of Agriculture Protection Services. *Journal of Environmental Management* 40(1), 1-16.
- McNamara K.T., Wetzstein M.E., Douce G.K. (1991). Factors affecting peanut producer adoption of integrated pest management. *Review of Agricultural Economics* 13, 129-139.
- Meade J.E. (1952). External Economies and Diseconomies in Competitive Situation. *Economic Journal* 62, 54-67.
- Menz K.M., Webster J.P.G. (1981). The Value of a Fungicide Advisory Programme for Cereals. *Journal of Agricultural Economics* 32(1), 21-30.
- Meynard J.M. (1991). *Pesticides et itinéraires techniques*. In: Byé P., Descoins C., Deshayes A. (Eds). *Phytosanitaires, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Michalek J. (1994). *Models used for an evaluation of the effects of changed policies on pesticide use*. In: Michalek J., Hanf C.H. (Eds). *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel.

- Michalek J., Hanf C.H. (Eds), (1994). *The Economic Consequences of a Drastic Reduction in Pesticide Use in the EU*. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel.
- Milgrom P. (1981). Good news and bad news: Representation theorems and applications. *Bell Journal of Economics* 12, 380-391.
- Milgrom P., Shannon C. (1994). Monotone comparative statics. *Econometrica* 62(1), 157-180.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (1994). La protection des végétaux et l'environnement. BTI *Bulletin Technique d'Information* 17-18-19, 165 p.
- Miranda M.J. (1991). Area-Yield Crop Insurance Reconsidered. *American Journal of Agricultural Economics* 73(2), 233-242.
- Miranowski J.A. (1980). Estimating the Relationship between Pest Management and Energy Prices, and the Implications for Environmental Damage. *American Journal of Agricultural Economics* 63(5), 995-1000.
- Mjelde J.W., Rister M.E., Griffin R.C., Lippke L.A. (1992). Are Government Programs Influencing Input Intensity ? *Review of Agricultural Economics* 14(2), 227-239.
- Moffit L.J. (1986). Risk-Efficient Thresholds for Pest Control Decisions. *Journal of Agricultural Economics* 37(1), 69-75.
- Moffit L.J., Farnsworth R.L., Zavaleta L.R., Kogan M. (1986). Economic Impact of Public Pest Information: Soybean Insect Forecasts in Illinois. *American Journal of Agricultural Economics* 68(2), 274-279.
- Moscardi E., De Janvry A. (1977). Attitudes Toward Risk among Peasants: An Econometric Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 59(4), 710-16.
- Moschini G., Hennessy D.A. (2001). Uncertainty, Risk Aversion and Risk Management for Agricultural Producers. In: Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds), *Handbook of Agricultural Economics 1A*, North-Holland, Amsterdam, NL.
- Mumford (1981). Pest Control Decision Making: Sugar Beets in England. *Journal of Agricultural Economics* 32(1), 31-41.
- Mundlak Y. (2001). Production and supply. In Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 1A*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Munro A. (1997). Economics and Biological Evolution. *Environmental and Resource Economics* 9, 429-449.
- Musser W.N., Tew B.V., Epperson J.E. (1981). An Economic Examination of an Integrated Pest management Production System with a Contrast between E-V and Stochastic Dominance Analysis. *Southern Journal of Agricultural Economics* 13, 119-125.
- Musser W.N., Wetzstein M.E., Reece S.Y., Varca P.E., Edwards D.M., Douce K. (1986). Beliefs of Farmers and Adoption of Integrated Pest Management. *Agricultural Economics Research* 38(1), 34-44.
- My J. (1991). *La recherche de l'industrie phytosanitaire : perspectives*. In : Byé P., Descoins C., Deshayes A. (Eds). *Phytosanitaires, Protection des plantes, Biopesticides*. Coll. Un point sur ..., Ed. INRA, Versailles.
- Nadaï A. (1996). From environment to competition, the EU regulatory process in pesticide registration. In: Lévêque F. (ed) *Environmental policy in Europe: Industry, competition and the policy process*. Ed. Cheltenham Elgar.
- Nelson C.H., Loehman E.T. (1987). Further Toward a Theory of Agricultural Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 69(3), 523-531.
- Neuveu M.-J. (1994). Phyto : les conséquences de la restructuration. *La France Agricole*, 4 Nov. 1994, 10-12.
- Nolot J.-M., Debaeke P. (2003). Principes et outils de conception, conduite et évaluation de systèmes de culture. *Cahiers Agricultures* 12, 387-400.
- Norwood F.B., Marra M.C. (2003). Pesticide Productivity: Of Bugs and Biases. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 28(3), 596-610.
- Oates W.E., Portney P.R. (2003). The political economy of environmental policy. In: Mäler K.G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- OCDE (2003). *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : efficacité et combinaisons avec d'autres instruments d'intervention*. OCDE Paris.
- OCDE (1999). *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement*. OCDE Paris.
- Ollinger M., Aspelin A.L., Shields M. (1998). US regulation and new pesticide registrations and sales. *Agribusiness* 14(3):199-212.

- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1998a). Innovation and regulation in the pesticide industry. *Agriculture and Resource Economics Review* 27(1), 15-27.
- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1998b). Sunk cost and regulation in the US pesticide industry. *International Journal of Industrial Organization* 16(2), 139-168.
- Ollinger M., Fernandez-Cornejo J. (1995). *Regulation, innovation and market structure in the U.S. pesticide industry*. USDA-ERS. Washington, DC. AER-719.
- Olson K.D., Eidman V. (1992). A Farmer's Choice of Weed Control Method and the Impacts of Policy and Risk. *Review of Agricultural Economics* 14(1), 125-137.
- Oppenheimer Wolff & Donnelly (1996). *Elaboration on Possible Arguments and Objectives of an Additional EC Policy on Plant Protection Products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Oskam A.J., van Zeijts H., Thijssen G.J., Wossink G.A.A., Vijftigschild R.A.N. (1992). Pesticide use and pesticide policy in the Netherlands. *Wageningse Economische Studies* 26, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Oskam A.J., Vijftigschild R.A.N., Graveland C. (1997). *Additionnal EU policy instrument for plant protection products*. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products. European Commission, Brussels.
- Oude Lansink A. (1993). The performance of 4 Flexible Functional Forms on Micro Data. *Wageningen Agricultural University, Working Paper*.
- Oude Lansink A., Carpentier A. (2001). Damage Control Productivity : An Input Abatement Approach. *Journal of Agricultural Economics* 52(3), 11-22.
- Pannell D.J. (1994). The Value of Information in Herbicide Decision Making for Weed Control in Australian Wheat Crops. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(2), 366-381.
- Pannell D.J. (1991). Pests and Pesticides, Risk and Risk Aversion. *Agricultural Economics* 5(4), 361-383.
- Pannell D.J. (1990). Responses to Risk in Weed Control Decisions under Expected Profit Maximisation. *Journal of Agricultural Economics* 41(3), 391-403.
- Pannell D.J., Marshall G.R., Barr N., Curtis A., Vanclay F., Wilkinson R. (2005). Understanding and promoting adoption of conservation technologies by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture* (forthcoming).
- Parker D.D., Zilberman D., Lichtenberg E. (1990). Equity and Economics Effects of Pesticides Use Restrictions. In: Zilberman D., Siebert J. (Eds). *Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley*.
- Patterson A. (1992). Individual Attitudes, Social Structures and Behaviour: Factors Affecting Pesticide Use in the United Kingdom. *West London Papers in Environmental Studies* 1, 13-23.
- Perspectives Agricoles (1990). Dossier : Pour une utilisation responsable des produits phytosanitaires, *Perspectives Agricoles* (146), 46-97.
- Pindyck R. (1991). Irreversibility, uncertainty, and investment. *Journal of Economic Literature* 29, 1110-1152.
- Pingali P.L., Carlson G.A. (1985). Human Capital, Adjustments in Subjective Probabilities, and the Demand for Pest Controls. *American Journal of Agricultural Economics* 67(4), 853-861.
- Pingali P.L., Marquez C.B., Palis F.G. (1994). Pesticides and Philippine Rice farmer Health: a Medical and Economic Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 75(3), 587-592.
- Pope R.D. (1982). Empirical Estimation and Use of Risk Preferences: An Appraisal of Estimation Methods That Use Actual Economic Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 64(2), 376-383.
- Pope R.D., Hallam A. (1988). Aggregation of Inputs Under Risk. *American Journal of Agricultural Economics* 70(4), 826-830.
- Pope R.D., Just R.E. (1991). On Testing the Structure of Risk Preferences in Agricultural Supply Analysis. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 743-748.
- Pope R.D., Kramer R.A. (1979). Production Uncertainty and the Factor Demands for the Competitive Firm. *Southern Economic Journal* 60, 425-435.

- Porter M.E., van der Linde, C. (1995). Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9, 97-118.
- Pratt J.W. (1964). Risk Aversion in the Small and in the Large. *Econometrica* 32(1), 122-36.
- Price L.L. (2001). Demystifying farmers' entomological and pest management knowledge: A methodology for assessing the impacts on knowledge from IPM-FFS and NES interventions. *Agriculture and Human Values* 18, 153-176.
- Price J.T., Lamb M.C., Wetzstein M.E. (2005). Technology choice under changing peanut policies. *Agricultural Economics* 33, 11-19.
- Qaim M., de Janvry A. (2003). Genetically modified crops, corporate pricing strategies, and farmers' adoption : the case of Bt Cotton in Argentina. *American Journal of Agricultural Economics* 85(4), 814-828.
- Quiggin J., Karagiannis G., Stanton J. (1993). Crop Insurance and Crop Production : An Empirical Study of Moral Hazard and Adverse Selection. *The Australian Journal of Agricultural Economics* 37(2), 95-113.
- Rader T. (1968). Normally, Factor Inputs are Never Gross Substitutes. *Journal of Political Economy* 76(1), 38-43.
- Radner R., Stiglitz J.E. (1984). A Nonconcavity in the Value of Information. In: Boyer M., Kihlstrom R.E. (Eds). *Bayesian Models in Economic Theory*. Ed. North Holland.
- Ramaswami B. (1993). Supply Response to Agricultural Insurance : Risk Reduction and Moral Hazard Effects. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 914-925.
- Ramaswami B. (1992). Production Risk and Optimal Input Decisions. *American Journal of Agricultural Economics* 74(4), 860-869.
- Ramos M.G.P. (1993). *Pesticide Inputs, Harvest Timing, and Functional Forms*. MS thesis, Department of Agricultural Economics, Montana State University.
- Regev U., Gutierrez A.P., Feder G. (1976). Pests as a Common Property Resource : A case study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics* 58(2), 186-197.
- Regev U., Shalit H., Gutierrez A.P. (1983). On the Optimal Allocation of Pesticides with Increasing Resistance : The Case of Alfalfa Weevil. *Journal of Environmental Economics and Management* 10, 86-100.
- Reichelderfer K.H., Bender F.E. (1979). Application of a Simulative Approach to Evaluating Alternative Methods for the Control of Agricultural Pests. *American Journal of Agricultural Economics* 61(2), 258-267.
- Rendleman C.M. (1991). Agrichemical Reduction Policy: its effects on Income and Income Distribution. *The Journal of Agricultural Economics Research* 43(4), 3-9.
- Richardson J.W., Smith E.G., Knutson R.D., Outlaw J.L. (1991). Farm Level Impacts of Reduced Chemical Use on Southern Agriculture. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 27-37.
- Roberts M.J., Osteen C., Soul M. (2004). Risk, Government Programs, and the Environment. *USDA-ERS Technical Bulletin* 1908.
- Rolland B., Bouchard C., Loyce C., Meynard J.M., Guyomard H., Lonnet P., Doussinault G. (2003). Des itinéraires techniques à bas niveaux d'intrants pour des variétés rustiques de blé tendre : une alternative pour concilier économie et environnement. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* 49, 47-62.
- Rook S.P., Carlson G.A. (1985). Participation in Pest Management Groups. *American Journal of Agricultural Economics* 65(3), 563-566.
- Roumasset J.A. (1977). Risk Aversion, Indirect Utility Functions, and Market failure. In: Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council.
- Roumasset J.A., Boussard J.M., Singh I. (1977). *Risk, Uncertainty and Agricultural Development*. Ed. Agricultural Development Council, 453p.
- Roy A.D. (1952). Safety First and the Holding of Assets. *Econometrica* 20(3), 431-449.
- Saha A. (1997). Risk preference estimation in the nonlinear mean standard deviation approach. *Economic Inquiry* 35, 770-782.
- Saha A., Shumway C.R., Talpaz H. (1994). Joint Estimation of Risk Preference Structure and Technology Using Expo-Power Utility. *American Journal of Agricultural Economics* 76(2), 173-184.
- Salanié B. (2004). *L'économie sans tabous*. Ed. Le Pommier, Paris.
- Salanié B. (1998). *Microéconomie. Les défaillances du marché*. Ed. Economica, Paris.

- Salanié, B. (1994). *Théorie des contrats*. Ed. Economica, Paris.
- Salanié F., Thomas A. (1997). Evaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales* 39-40, 16-35.
- Salop S. C., Scheffman D. T. (1983). Raising Rivals' Costs. *American Economic Review* 73(2), 267-271.
- Sandler T., Sterbenz F.P. (1988). Externalities, Pigouvian Corrections, and Risk Attitudes. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(4), 488-504.
- Sandmo A. (1971). On the Theory of the Competitive Firm under Price Uncertainty. *American Economic Review* 61(1), 65-73.
- Schmidt C.P., Pannell D.J. (1996). Economic Issues in Management of Herbicide-Resistant Weeds. *Review of Marketing and Agricultural Economics*, 64(3), 301-308.
- Schnitkey G., Batte M., Jones E., Botomogno J. (1992). Information Preferences of Ohio Commercial Farmers : Implications for Extension. *American journal of Agricultural Economics* 74(2), 486-497.
- Segerson K. (1990). Liability for Groundwater Contamination from Pesticides. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(3), 227-243.
- Segerson K. (1988). Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1), 87-98.
- Segerson K., Miceli T.J. (1998). Voluntary Environmental Agreements: Good or Bad News for Environmental Protection ? *Journal of Environmental Economics and Management* 36(2), 109-130.
- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) du Ministère de l'Agriculture (1991). *Agrete, le Bulletin* 2. SCEES, Paris.
- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) du Ministère de l'Agriculture (1991). *Agrete, le Bulletin* 11. SCEES, Paris.
- Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) Ministère de l'Agriculture (1990). *Instructions Permanentes de Collecte du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA)*. SCEES, Paris.
- Setia P., Piper S. (1992). Effects of Soil and Agricultural Chemical Management on Farm Returns and Ground Water Quality. *Review of Agricultural Economics* 14(1), 65-80.
- Shampine A. (1998). Compensating for information externalities in technology diffusion models. *American Journal of Agricultural Economics* 80, 337-346.
- Shortle J. S., Horan R. D. (2001). The economics of nonpoint pollution control. *Journal of Economic Surveys* 15(3), 255-289.
- Shortle J.S., Laughland A. (1994). Impacts of Taxes to Reduce Agrichemical Use when Farm Policy is Endogenous. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 3-14.
- Shumway R.C., Chesser R.R. (1994). Pesticide Tax, Cropping Patterns, and Water Quality in South Central Texas. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1), 224-240.
- Skees J., Reed M. (1986). Rate making for farm-level crop insurance: implications for adverse selection. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 653-659.
- Smith V.H., Chouinard H.H., Baquet A.E. (1994). Almost Ideal Area Yield Crop Insurance Contracts. *Agricultural and resource Economics Review* 23(1), 75-83.
- Smith V.L. (1968). Optimal Insurance Coverage. *Journal of Political Economics* 76(1), 68-77.
- Snapp S.S., Blackie M.J., Donovan C. (2003). Realigning research and extension to focus on farmers' constraints and opportunities. *Food Policy* 28, 349-363.
- Soule M., Nimon W., Mullarkey D. (2000). *Risk management and environmental outcomes: framing the issues*. Paper presented at Crop insurance, land use and the environment Workshop. USDA/ERS, September 20-21, Washington D.C.
- Stano M. (1987). A Further Analysis of the Physician Inducement Controversy. *Journal of Health Economics* 6(2), 227-238.
- Starbird S.A. (1994). The Effect of Quality Assurance Policies for Processing Tomatoes on the Demand for Pesticides. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19(1), 78-88.
- Starrett D.A. (2003). Property rights, public goods and the environment. In: Mäler K. G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Stavins R.N. (2003). Experiences with market-based environmental policy instruments. In: Mäler K. G., Vincent J.R. (Eds). *Handbook of environmental economics 1*. Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.

- Stefanou S.E., Mangel M., Wilen J.E. (1986). Information in Agricultural Pest Control. *Journal of Agricultural Economics* 37(1), 77-88.
- Stoneman P.L. (1983). *The economic analysis of technological change*. Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Stoneman P.L., David P.A. (1986). Adoption subsidies vs. Information provision as instruments of technology policy. *The Economic Journal* 91(1), 142-150.
- Sunding D., Zilberman D. (2001). The Agricultural Innovation Process : Research and Technology Adoption in a Changing Agricultural Sector. In Gardner B.L., Rausser G.C. (Eds). *Handbook of Agricultural Economics 1A*.Ed. North-Holland, Amsterdam, NL.
- Swinton S.M., King R.P. (1994). The Value of Pest Information in a Dynamic Setting: The Case of Weed Control. *American Journal of Agricultural Economics* 76(1), 36-46.
- Talpaz H., Borosh I. (1974). Strategy for Pesticide Use : Frequency and Applications. *American Journal of Agricultural Economics* 56(4), 769-775.
- Taylor C.R. (1992). Issues in Risk/Benefit Evaluation for Pesticide Registration. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 21(2), 71-97.
- Taylor C.R., Carlson G.A., Cooke F.T., Reichelderfer K.H., Starbird I.R.(1983). Aggregate Economic Effects of Alternative Boll Weevil Management Strategies. *Agricultural Economics Research* 35(2), 19-28.
- Taylor C.R., Penson J.B.jr., Smith E.G., Knutson R.D. (1991). Economic Impacts of Chemical Use Reduction on the South. *Southern Journal of Agricultural Economics* 23(1), 15-23.
- Telser L.G. (1955-56). Safety First and Hedging. *Review of Economic Studies* 23(1), 1-16.
- Thirtle C.G., Schimmelpfenning D.E., Townsend R.F. (2002). Induced innovation in United States agriculture, 1880-1990: time series tests and an error correction model. *American Journal of Agricultural Economics* 83(3), 598-614.
- Thomas A.C., Tauer L.W. (1994). Linear Input Aggregation Bias in Nonparametric Technical Efficiency Measurement. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 42(1), 77-86.
- Thomson K.J., Hazell P.B.R. (1972). Reliability of Using the Mean Absolute Deviation to Derive Efficient E,V Farm Plans. *American Journal of Agricultural Economics* 54(3), 503-506.
- Thornton P.K. (1985). Treatment of Risk in a Crop Protection Information System. *Journal of Agricultural Economics* 36(2), 201-209.
- Tinbergen (1952). *On the theory of economic policy*. Ed. North-Holland, Amsterdam.
- Toman M., Palmer K. (1993). How should an Accumulative Toxic Substance be Banned ? *Resources for the Future ENR93-03*, 22 p.
- Tsur Y., Sternberg M., Hochman E. (1990). Dynamic modelling of innovation process adoption with risk aversion and learning. *Oxford Economic Papers* 42, 336-355.
- Underwood N.A., Caputo M.R. (1996). Environmental and Agricultural Policy Effects on Information Acquisition and Input Choice. *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 198-218.
- Uri N.D. (1998). Conservation Tillage and the use of energy and other inputs in US agriculture. *Energy Economics* 20, 389-410.
- USDA-ERS *Agricultural Outlook*, November, 35-38.
- Van Lenteren J.C., Minks A.K., de Ponti O.M.B., (1992). Biological control and integrated crop protection : towards environmentally safer agriculture. *Proceedings of an international conference, IOBC/WPRS, Veldhoven, Netherlands, 8-13 September 1991*. Pudoc Scientific Publ., Wageningen, 239 p.
- Vandever M.L., Loehman E.T., (1994). Farmer Response to Modified Crop Insurance : A Case Study of Corn in Indiana. *American Journal of Agricultural Economics* 76(1), 128-140.
- Vercammen J., Van Kooten G.C., (1994). Moral Hazard Cycles in Individual-Coverage Crop Insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 76(2), 250-261.
- Vereijken P., Viaux P. (1990). Vers une agriculture intégrée. *La Recherche* 227, 22-25.
- Vermersch D. (1989). *Economie et technologie des systèmes céréaliers : une approche duale et économétrique*. Thèse de doctorat de l'Université de Rennes I.
- Viaux P. (1993). *Perspectives des systèmes de production extensifs en grandes cultures*. Contribution au Colloque Agriculture demain Aliment 2002, 19-20 octobre ITCF.
- Viaux P., Le Monnier de Gouville E. (1994). Le temps consacré par les agriculteurs à la prise de décision et au suivi technique des cultures. ITCF, 91 p.

- Viaux P., Lemaître G., Gouet J.P., Robert D. (1994). Contribution méthodologique à l'étude des systèmes grande culture, international symposium. *Systems Oriented Research in Agriculture and Rural Development*, Montpellier, 21-25 novembre 1994, 13 p.
- Videras J., Alberini A., (2000). The Appeal of Voluntary Environmental Programs : Which Firms Participate and Why ? *Contemporary Economic Policy* 18(4), 449-461.
- Wan G.H., Anderson J.R., (1990). Estimating Risk effects in Chinese Food grain Production. *Journal of Agricultural Economics* 41(1), 85-93.
- Webster J.P.G. (1977). The analysis of risky farm management decisions : advising farmers about use of pesticides. *Journal of Agricultural Economics* 28(3), 243-259.
- Weitzman M.L. (1974). Prices versus quantities. *Review of Economic Studies* 41, 477-491.
- Wetzstein M.E. (1981). Pest Information Markets and Integrated Pest management. *Southern Journal of Agricultural Economics* 13(5), 21-30.
- Wetzstein M.E., Musser W.N., Linder D.K., Douce G.K. (1985). An Evaluation of Integrated Pest Management with Heterogeneous Participation. *Western Journal of Agricultural Economics* 10(2), 344-353.
- Wiebers U.C., Metcalf M., Zilberman D. (2002). The influence of pest management advice on pesticide use in California tomatoes. In: Hall D.C., Moffitt L.J. (Eds). *Advances in the economics of environmental resources 4 : Economics of pesticides, sustainable food production, and organic food markets*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK.
- Wiedland V. (2000). Learning by doing and the value of optimal experimentation. *Journal of Economic Dynamics and Control* 24, 501-534.
- Williams J.R., Carriker G.L., Barnaby G.A., Harper J.K., (1993). Crop Insurance and Disaster Assistance Designs for wheat and Grain Sorghum. *American Journal of Agricultural Economics* 75(2), 435-447.
- Williamson O.E. (2000). The new institutional economics: taking stock, looking ahead. *Journal of Economic Literature* 38, 595-613;
- Williamson O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism*. Ed. Free Press, New-York.
- Wilson C., Tisdell C., (2001). Why Farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological Economics* 39, 449-462.
- Wolf S., Just D., Zilberman D. (2001). Between data and decisions: the organization of agricultural economic information systems. *Research Policy* 30(1), 121-141.
- Wooldridge J.M. (2002). *Econometric analysis of cross section and panel data*. Ed. The MIT Press, London, UK.
- Wu J.J. (1999). Crop insurance, acreage decisions and non-point source pollution. *American Journal of Agricultural Economics* 81(2), 305-320.
- Wu J.J., Babcock B.A., (1999). The relative Efficiency of Voluntary vs Mandatory Environmental Regulations. *Journal of Environmental Economics and Management* 38(2), 158-175.
- Wu J.J., Babcock B.A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 78(4), 935-945.
- Yaari M.E. (1987). The Dual Theory of Choice Under Risk. *Econometrica* 55(1), 95-115.
- Yee J., Ferguson W. (1996). Sample selection model assessing professional scouting programs and pesticide use in cotton production. *Agribusiness* 12, 291-300.
- Zacharias T.P., Grube A.H. (1986). Integrated Pest Management Strategies Approximately Optimal Control of Corn Rootworm and Soybean Cyst Nematode. *American Journal of Agricultural Economics* 68(3), 704-715.
- Zacharias T.P., Grube A.H. (1984). An Economic Evaluation of Weed Control Methods used in combination with Crop Rotation: a stochastic Dominance Approach. *North Central Journal of Agricultural Economics* 6(1), 113-120.
- Zavaleta L.R., Ruesink W.G. (1980). Expected Benefits from Nonchemical Methods of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics* 62(4), 801-805.
- Zellner A., Kmenta J., Dreze J. (1966). Specification and Estimation of Cobb-Douglas Production Function Models. *Econometrica* 34(4), 784-795.
- Zilberman D., Castillo F. (1994). Economic and Health Consequences of Pesticide Use in Developing Country Agriculture : Discussion. *American Journal of Agricultural Economics* 76(3), 603-604.
- Zilberman D., Marra M. (1993). Agricultural externalities. In: Carlson G.A., Wetzstein M.E. (1993). Pesticides and Pest Management. In: Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (Eds). *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Ed. Oxford University Press.

Zilberman D., Siebert J. (1990). Economic Perspectives on Pesticide Use in California. A Collection of Research Papers Edited. *Working Paper 564, Department of Agricultural and Resources and Economics, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California at Berkeley.*

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	3
1. LE CONTEXTE	12
1.1. Introduction	13
1.2. Le problème des pollutions par les pesticides : le point de vue de l'économie de l'environnement.....	15
1.2.1. L'analyse micro-économique des problèmes de pollution	15
1.2.2. Les arbitrages en jeu pour la régulation des pollutions par les pesticides	26
1.2.3. L'évaluation des dommages engendrés par les pollutions par les pesticides.....	32
1.2.4. Les limites du choix économique des mesures de politiques de régulation des pollutions.....	37
1.2.5. Les principaux leviers utilisables pour la réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides	40
1.2.6. Remarques conclusives : choix politiques et économie politique.....	42
1.3. Analyses historiques de l'utilisation des pesticides	45
1.3.1. PAC, intensification et innovations induites	45
1.3.2. L'éventuel verrouillage technologique de l'agriculture vis-à-vis de la protection phytosanitaire chimique.....	46
1.4. Les politiques relatives aux pesticides mises en place les plus ambitieuses.....	50
1.4.1. Les systèmes de taxation mis en place	50
1.4.2. Les autres mesures mises en place	51
1.4.3. Le cas du Danemark	52
1.5. Les effets du renforcement des critères de toxicité/écotoxicité des procédures d'homologation des pesticides	55
1.5.1. Les procédures d'homologation	55
1.5.2. Le coût de l'homologation	55
1.5.3. Effets sur le nombre de substances introduites et les marchés visés.....	56
1.5.4. Effet sur la toxicité des nouveaux pesticides.....	57
1.5.5. Effet sur la structure industrielle	57
1.6. Remarques conclusives.....	58
1.6.1. Les principaux apports de l'économie pour l'analyse des problèmes de pollution.....	58
1.6.2. Analyse économique des politiques de régulation des pollutions par les pesticides mises en œuvre jusqu'à présent.....	59
2. MICRO-ECONOMIE DE LA DEMANDE DE PESTICIDES	62
2.1. Introduction	63
2.2. Micro-économie de la production agricole appliquée au cas de la protection phytosanitaire ...	64
2.2.1. Le principe de rationalité.....	64
2.2.2. Comportement de court-terme : cas de la mono-production	65
2.2.3. Comportement de long-terme : cas de la mono-production	70
2.2.4. Cas de la production multiple.....	74
2.2.5. Analyses empiriques de la protection phytosanitaires : les grandes approches et leurs limites	76
2.3. Les études ignorant les spécificités des pesticides	80
2.3.1. Les estimations de fonctions de production	80
2.3.2. Les estimations de fonctions de demande	81
2.4. La formalisation de l'action des produits phytosanitaires sur la production agricole	84
2.4.1. L'utilisation des modèles biologiques.....	84
2.4.2. L'adaptation des spécifications économétriques classiques : l'approche de Lichtenberg et Zilberman (1986).....	85
2.4.3. Les spécifications de technologies aléatoires : l'approche de Just et Pope (1978).....	86
2.5. L'utilisation des pesticides et l'attitude des agriculteurs face au risque	89

2.5.1. L'idée fondatrice : l'analyse de Feder (1979).....	89
2.5.2. Les vérifications empiriques de l'analyse de Feder (1979).....	92
2.5.3. L'intégration de l'attitude face au risque des agriculteurs dans les modèles d'aide à la décision.....	93
2.5.4. Critiques des modèles utilisés pour l'étude du comportement des agriculteurs face aux risque	94
2.6. L'insertion de la gestion du risque phytosanitaire au sein de l'activité de production agricole .	95
2.6.1. Pesticides et les autres choix de production : complémentarités et substitutions	95
2.6.2. Effet des pesticides sur la qualité des produits.....	96
2.6.3. Prix des produits et protection phytosanitaire	97
2.6.4. Choix d'assolements, diversification des risques de production et utilisation des pesticides	97
2.7. L'intégration de l'attitude des agriculteurs face au risque pour la définition et le choix de politiques de régulation de l'utilisation des pesticides	99
2.8. Remarques conclusives.....	104
3. ADOPTION DES PRATIQUES ECONOMES EN PESTICIDES	106
3.1. Introduction : de la relative inefficacité de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs	107
3.2. Les différents types de pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides.....	110
3.2.1. Les pratiques ne modifiant que la protection phytosanitaire.....	111
3.2.2. Les pratiques affectant la protection phytosanitaire et les autres choix de production.....	114
3.2.3. Pratiques alternatives à l'utilisation des pesticides	115
3.3. L'exemple des techniques de dépistage	117
3.3.1. Les coûts directement liés au dépistage.....	118
3.3.2. Utilisation des techniques de dépistage : un cas simple.....	120
3.3.3. Choix de l'agriculteur et valeur économique du dépistage dans le cas simple	121
3.3.4. Les coûts implicites de l'utilisation du dépistage.....	123
3.3.4. Valeur du dépistage et contexte économique	126
3.3.5. Conclusions quant à l'effet du contexte économique sur l'utilisation et l'intérêt du dépistage	128
3.4. Les déterminants et les effets de l'utilisation des pratiques économes en pesticides : les études empiriques	130
3.4.1. Les pratiques culturales de l'agriculture française par rapport à celles d'autres pays	130
3.4.2. Les déterminants et les effets de l'utilisation des techniques de la lutte intégrée : l'expérience américaine.....	134
3.4.3. La production intégrée en Europe	145
3.5. Adoption, diffusion et utilisation des pratiques économes en pesticides : les déterminants économiques	151
3.5.1. Approches économiques de l'adoption et de la diffusion des nouvelles technologies	151
3.5.2. Utilisation de nouvelles technologies : le rôle du contexte économique	154
3.5.3. Adoption de nouvelles technologies et choix d'investissement	157
3.5.4. Adoption de nouvelles technologies, incertitude et information.....	158
3.6. Le rôle de la formation et du conseil agricole et leur organisation	167
3.6.1. Relations entre formation/conseil et capital humain/information/temps de travail	167
3.6.2. Formation, conseil et contexte économique	169
3.7. Le rôle de l'agro-fourriture, de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution des produits alimentaires.....	172
3.8. Remarques conclusives : utilisation des pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles et contexte économique	173
4. REGULATION DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES.....	178
4.1. Remarques introductives	179
4.1.1. Méthodologie.....	179
4.1.2. Instruments et politiques de régulation, quelques définitions	180

4.1.3. Les objectifs de cette partie.....	180
4.2. Le cadre d'analyse retenu.....	185
4.2.1. Les objectifs généraux à atteindre.....	185
4.2.2. Les cibles des instruments de régulation et le niveau de ces cibles.....	185
4.3. Choix des instruments: coûts de transaction et régulation par les prix <i>versus</i> les quantités....	189
4.3.1. Les instruments considérés et leurs principaux mécanismes incitatifs.....	190
4.3.2. Les coûts administratifs de la mise en œuvre des instruments.....	192
4.3.3. L'arbitrage entre les coûts administratifs et la précision d'intervention de la régulation.	195
4.4. Les avantages et les critiques de la taxation des pesticides.....	197
4.4.1. Les principales critiques des taxes et leurs limites.....	197
4.4.2. Les avantages des taxes sur les pesticides.....	200
4.4.3. Un exemple : taxes, subventions, conseil et régulation des pollutions par les pesticides dans une optique de long terme.....	203
4.5. Les instruments de régulation des aspects qualitatifs des pesticides.....	208
4.5.1. La procédure d'homologation des pesticides.....	208
4.5.2. La procédure d'homologation et les autres instruments de régulation.....	208
4.6. Les instruments de régulation dans les zones « sensibles ».....	210
4.6.1. Zones sensibles et activité agricole.....	210
4.6.2. Les mesures pouvant être mises en place en « zones sensibles ».....	210
4.7. Cohérence de la politique de régulation des pollutions par les pesticides proposée et instruments spécifiques à certains secteurs.....	213
4.7.1. Régulation des pollutions par les pesticides : coûts de production et revenu agricole.....	213
4.7.2. Les pratiques économes en pesticides : avantages et contraintes.....	214
4.7.3. Les pratiques économes en pesticides : bénéfiques et coûts.....	216
4.7.4. Utilisation de pratiques économes en pesticides et taxation : quelques éléments pour une « évaluation » de l'évolution du revenu et des coûts de production agricoles.....	217
4.7.5. Des mesures complémentaires pour le secteur des cultures spéciales.....	224
4.7.6. Un bilan prospectif.....	226
4.8. Compensations et soutien du revenu agricole.....	228
4.8.1. Les enjeux du soutien du secteur agricole dans le cas de la régulation des pollutions par les pesticides.....	229
4.8.2. Création d'un environnement technologique favorable.....	230
4.8.3. Soutien au revenu des agriculteurs et multi-fonctionnalité de l'agriculture.....	231
4.8.4. Soutien du revenu des agriculteurs et OMC.....	236
4.8.5. Compensation des effets des mesures incitatives de la régulation des pollutions par les pesticides.....	237
4.9. Des contrats pour la réduction des pollutions par les pesticides.....	240
4.9.1. Des contrats pour limiter les asymétries d'information.....	240
4.9.2. Des approches volontaires comme instrument de gestion.....	244
Raisons de l'engagement des firmes.....	248
Accords négociés sous la menace crédible d'un renforcement de la réglementation.....	250
Traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels.....	251
4.10. Remarques conclusives : instruments et objectifs.....	254

REMARQUES CONCLUSIVES ET SYNTHÈSE.....	257
--	-----

REFERENCES.....	275
-----------------	-----