



The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.

Impact des pratiques
et des politiques agricoles
sur l'environnement

L.-P. MAHÉ et P. RAINELLI

Les temps ne sont pas si lointains, dans nos pays européens, où la pénurie alimentaire était un sujet préoccupant. La nécessité d'avoir une production en quantité suffisante tout en assurant un revenu décent aux agriculteurs a conduit à la mise en place d'un ensemble de mesures d'encouragement dont les principales sont le soutien des prix agricoles, l'organisation des marchés, les aides à l'investissement privé... L'Etat s'est également engagé dans des dépenses publiques importantes concernant les investissements en infrastructures, les aides à la restructuration et même la politique sociale.

Dans la plupart des pays développés, l'agriculture a connu depuis quarante ans une phase de changements considérables liés à l'industrialisation de leurs économies. Par son action, l'Etat a accéléré ces transformations en ayant recours à toute une panoplie de mesures d'accompagnement, d'où un véritable bouleversement des méthodes de production avec un recours accru aux moyens externes, qu'il s'agisse de biens d'équipement ou de consommations intermédiaires. L'intensification et la spécialisation en résultant ont conduit à des pratiques agricoles très différentes de celles mises en œuvre par les générations passées. Mais si les résultats en termes quantitatifs ont été remarquables, cela n'a pas été sans conséquences sur le milieu naturel.

Les problèmes alimentaires étant résolus, du moins dans nos pays, les effets « secondaires » de ces bouleversements sont ressentis avec une acuité croissante. Sous l'action du progrès technique, les agressions à l'égard de l'environnement s'accroissent et les services fournis par la nature prennent plus de valeur aux yeux de l'opinion publique par rapport aux biens et services traditionnels. Cette appréciation est d'autant plus forte que les services provenant de l'environnement n'ont pas de véritables substituts et que leur demande collective augmente fortement avec le revenu.

Les politiques de développement agricole ayant réussi, il devient légitime de s'interroger sur leurs retombées et leurs effets pervers éventuels. Tel est le but du présent article où, dans un premier temps, on cherchera à apprécier la nature et l'importance des répercussions des pratiques agricoles sur l'environnement qui motivent la prise de conscience à laquelle on assiste. En second lieu, les schémas économiques et sociaux proposés pour expliquer la situation actuelle et la corriger seront passés en revue. En conclusion, on évoquera la différence de conception en matière de relation environnement-intensification et politique agricole au Royaume-Uni et en France.

PRATIQUES AGRICOLES ACTUELLES, CONSERVATION DES RESSOURCES ET NUISANCES

Les perturbations engendrées par les nouvelles formes de l'agriculture peuvent hypothéquer les choix futurs. Dans certains cas, les effets sont réversibles, les dommages peuvent être corrigés, alors que, dans d'autres cas, les effets sont peu réversibles ou complètement irréversibles.

LES EFFETS RÉVERSIBLES

Par commodité, on peut distinguer les effets touchant au potentiel agricole lui-même et ceux qui concernent la santé humaine.

Menaces à long terme sur le potentiel agricole

L'évolution des techniques agraires et du matériel génétique a autorisé la spécialisation et la dissociation géographique entre l'élevage et les productions végétales. Dans certaines conditions, il en résulte une dégradation qualitative des sols, en termes de fertilité, et une dégradation quantitative sous l'action de l'érosion. Ces deux aspects sont d'ailleurs liés (Reboul, 1986).

Cette dissociation tend à limiter, ou déséquilibrer, les restitutions de matière organique dans la terre, d'où une diminution de l'humus et à long terme de la fertilité. La faiblesse des retours de matière organique est aggravée par l'utilisation de matériels de plus en plus lourds qui, directement et indirectement, modifient les propriétés physiques du sol. Il en résulte un phénomène de battance (*) préjudiciable aussi bien à la levée des plantes, qu'à la circulation de l'eau dans le sol. Les perturbations hydriques augmentent le ruissellement qui stimule l'érosion.

La modification des systèmes de culture et d'élevage, avec le remplacement des prairies permanentes par des cultures fourragères de courte durée, accroît le risque d'érosion du fait d'un couvert végétal moindre. En raison de sa date tardive de semis et de l'écartement entre ses lignes, le maïs est à cet égard assez nocif, surtout si, l'hiver précédent, il n'y a pas eu de culture couvrante.

L'agrandissement des parcelles consécutif à l'arasement des talus a supprimé un certain nombre d'obstacles qui favorisaient l'infiltration des eaux de ruissellement lors de pluies importantes. L'érosion superficielle insidieuse qui en résulte, peut conduire à des dégradations plus graves avec la constitution d'ébauches de réseaux hydrographiques, à la place des fossés supprimés, qui concentrent les écoulements. Ce processus est évidemment aggravé lorsque les terrains sont en pente. Le changement de système culturel qui accompagne en général les restructurations foncières cumule les inconvénients, d'autant plus que l'homogénéisation des cultures sur de grandes parcelles se traduit par une moins bonne adaptation de la végétation au micro-relief.

En termes quantitatifs, les effets du ruissellement en France sont chiffrés entre 30 et 60 tonnes par hectare et par an pour des pentes de l'ordre de 10 % (Hénin, 1982). Dans des conditions normales, le taux d'érosion hydrique atteint 4 tonnes de terre par hectare et par an sur les terres agricoles canadiennes, mais il est de 10,4 aux Etats-Unis, de 16,4 au Portugal et de 33,1 en Espagne. Dans certaines régions des Etats-Unis, on dépasse même 240 tonnes par l'hectare en tenant compte également de l'érosion éolienne (OCDE, 1985, p. 104).

Les terres concernées par l'érosion représentent des surfaces considérables. Si l'on se réfère pour la France à l'enquête de 1949, qui ne semble pas avoir été renouvelée, on a 4 millions d'hectares touchés par le phénomène, évaluation jugée modeste à l'époque par Hénin et Gobillot (1950). Aux Etats-Unis, on recense plus du tiers des terres arables exposées à une érosion mettant en danger la productivité (OCDE, 1985, p. 100).

D'un point de vue économique, l'érosion se traduit par une perte de

BATTANCE n.f. (agric.)

Destruction de la structure sous l'effet de la pluie avec formation d'une pellicule ou d'une mince croûte superficielle continue et consistante dite de battance. Dictionnaire d'agriculture, 1977.

production, sachant que pour un type donné de terre, le rendement d'une culture est fonction de la profondeur du sol. La comparaison entre une pratique minière favorisant l'érosion et un mode de culture conservatoire permet ainsi à Walker (1982) d'établir une fonction de dommage privé. Des estimations générales faites aux Etats-Unis évaluent ces baisses de rendement pour les céréales et le soja entre 1,5 % et 2 % entre 1950 et 1980, ce qui est relativement faible (Crosson et Stout, 1983, p. 57).

Il existe des stratégies de conservation des sols permettant de limiter les impacts des techniques culturales par trop agressives, et même de redresser certaines situations compromises, comme dans le sud-est du Queensland en Australie (OCDE, 1985, p. 105).

Les menaces sur la santé humaine

Par certaines pratiques, l'agriculture accroît la toxicité des produits alimentaires. Sont directement en cause les utilisations intempestives de produits prophylactiques ou de traitement vétérinaire. Ainsi sait-on que les résidus d'antibiotiques dans le lait ont des effets toxiques, tel le chloramphénicol, ou un pouvoir allergène, ou des effets microbiologiques sur la flore intestinale (Moretain et Boissau, 1984).

Les risques sur la santé humaine dus à l'emploi d'insecticides tiennent à la sommation des effets de l'absorption répétée de faibles doses toxiques présentes dans les aliments. Ce sont surtout les organo-chlorés qui sont en question en raison de leur massive utilisation il y a quinze à vingt ans et de leur forte persistance dans le milieu. La régression dans l'emploi de ce type d'insecticides et surtout des organo-phosphorés, grâce à l'existence de nouvelles molécules, fait que le niveau de contamination semble peu inquiétant en France (Venant et Richou-Bac, 1984).

Les effets sur la santé humaine de la pollution des eaux souterraines par les nitrates paraissent plus sérieux compte tenu de leur transformation dans l'organisme humain en nitrites, source d'empoisonnement du sang. D'autre part, certains travaux indiquent la possibilité de transformation des nitrites en nitrosamines qui sont des composés cancérogènes (Fritch et Saint-Blancat, 1985). Même si l'eau ne constitue pas l'apport principal en nitrates de l'alimentation humaine, elle n'en est pas moins un facteur de saturation de la dose journalière admissible. Cela est particulièrement vrai pour les femmes enceintes et les nourrissons. La norme communautaire, qui fixe à 25 mg de nitrates par litre d'eau potable le « niveau guide », et à 50 mg le niveau admissible, concerne une consommation sans risques d'aliments dont on ignore la composition.

Sur les 3,5 à 4 milliards de mètres cubes d'eau potable consommés annuellement, environ 2 milliards sont d'origine souterraine (Jullian et Picard, 1982 p. 28). La présence de nitrates dans les nappes approvisionnant les réseaux de distribution, ou susceptibles de servir à cette fin, est directement liée au mode d'occupation du sol et donc du système de culture et d'élevage, comme l'indique le tableau 1.

Tableau 1
Teneur en nitrates des eaux des nappes souterraines en fonction du mode d'utilisation du sol*

Utilisation du sol	forêt ancienne	bocage	polyculture et élevage	culture intensive	zone agricole semi-urbanisée	zone industrielle et urbaine
Teneur en NO ₃ (mg/l)	0-8	5-15	3-19	15-130	20-150	25-150

* Relevés effectués sur l'ensemble du bassin de l'Agence de Bassin Seine-Normandie cité par Hénin (1982).

Dans le tableau 1, le degré d'intensification du système de production apparaît bien en relation avec la présence de nitrates dans l'eau. Toutefois on note que l'agriculture n'est pas seule en cause, les zones industrielles et urbaines étant aussi nocives que les cultures intensives.

Les résultats de plus de 100 000 analyses effectuées sur tout le territoire entre 1979 et 1981 montrent que 90 % des unités de distribution dont l'eau a des teneurs supérieures à 50 mg de nitrates par litre sont alimentées par des eaux d'origine souterraine et se trouvent dans des zones où l'agriculture est fortement développée. La carte n° 1 visualise ces résultats en précisant l'importance de la population touchée dans chaque département (pourcentage des habitants ayant à sa disposition une eau avec plus de 50 mg, et valeur absolue correspondante). Si l'on s'intéresse aux unités de distribution avec plus de 100 mg par litre, on voit que celles-ci sont localisées dans les régions de culture céréalière ou de production maraîchère. L'exception la plus notable concerne le Pas-de-Calais (Tricard et al., 1982).

Entre 1979-1981 et 1984 la situation s'est, dans l'ensemble, améliorée. Cela n'empêche pas des détériorations localement, comme dans le Finistère où plus du quart de la population rurale est à classer à présent en « zone critique » (Ballay et Boistard, 1985). En fait, les évolutions prennent en compte les événements passés, car les eaux qui en percolant se chargent en nitrates, mettent parfois des années, sinon des dizaines d'années, pour atteindre les nappes exploitées. Des nappes aujourd'hui propres à la consommation peuvent devenir non potables d'ici quelques années.

Si la pollution par les nitrates touche surtout les eaux souterraines, il ne faut pas négliger non plus la pollution des eaux superficielles pouvant servir à la consommation humaine. Ainsi la nappe de la Beauce déverse dans la Loire de l'eau contenant 30 mg/l de NO_3 (Jullian et Picard, 1982, p. 7).

Le caractère localisé des pollutions et les améliorations obtenues dans la protection des périmètres de captage des eaux montrent que le phénomène est maîtrisable techniquement. De même peut-on envisager des actions correctives par la dénitrification. Les techniques existantes conduisent à fixer ainsi le coût d'opportunité de cette pollution diffuse aux environs de 1 F le mètre cube (Jullian et Picard, 1982, p. 11).

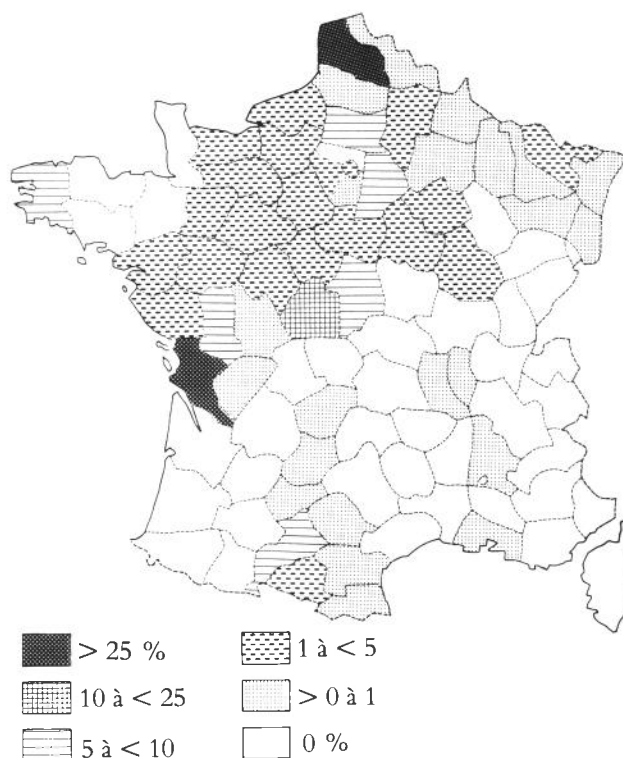
LES DOMMAGES PEU RÉVERSIBLES OU COMPLÈTEMENT IRRÉVERSIBLES

Sans entrer dans une discussion de fond sur la notion même d'irréversibilité et son contenu, notons que toute fermeture des choix futurs est préjudiciable à l'homme ou risque de l'être. En effet, en cas d'accident météorologique ou climatique, la trop grande spécialisation des espèces peut conduire à des bouleversements considérables. Les principaux sont la banalisation de la faune, de la flore et du paysage, et la disparition de certaines populations naturelles ou la dégradation irréversible de certains sites.

La banalisation de la faune, de la flore et du paysage

L'ensemble des techniques agricoles mises en œuvre aujourd'hui, tant au plan naturel que par le type de produits utilisés ou les méthodes de sélection, a un impact marqué sur la faune et la flore. On constate une régression ou même la disparition de certaines espèces au profit d'autres plus courantes. La

Carte n° 1. Population alimentée par une eau de distribution avec plus de 50 mg/l (d'après Tricart et al., 1982)



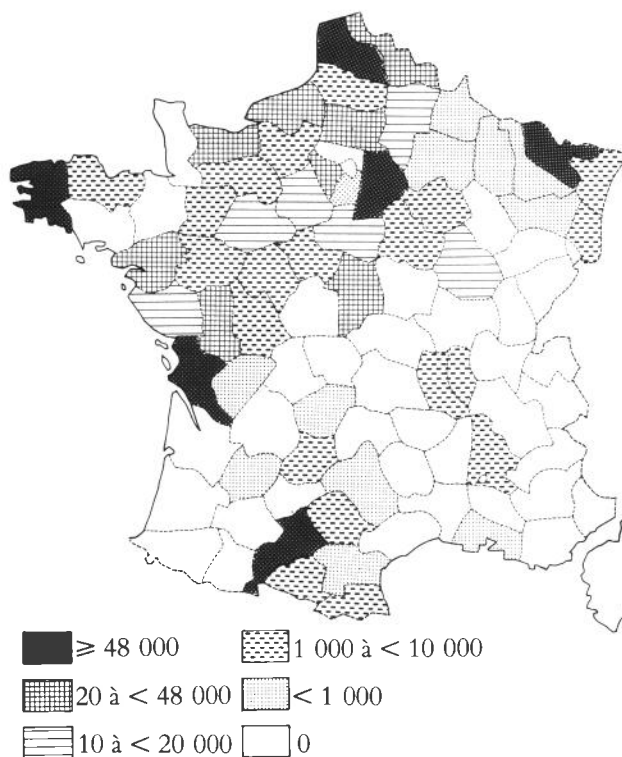
1a. Pourcentage dans chaque département avec plus de 50 mg

diversité biologique en termes de races et de cultivars (*) locaux tend à diminuer, ce qui conduit à un appauvrissement du patrimoine génétique.

L'exemple des céréales est à cet égard très parlant. Autrefois, dans le Bassin parisien, cette production s'inscrivait dans des rotations incluant la luzerne et des fourrages ; les rendements étaient faibles. L'adoption de variétés plus productives n'a pu se faire sans un recours important aux engrais. Mais pour valoriser les quantités utilisées, d'azote notamment, il a fallu intensifier la lutte contre les ennemis des cultures. Cela s'est révélé d'autant plus nécessaire que la diminution de la hauteur des pailles s'accompagne d'une sensibilité accrue à certains parasites. L'accroissement du risque a souvent conduit à la pratique des « traitements d'assurance ». L'ensemble de ces pratiques a des répercussions sur la faune détruisant les espèces auxiliaires (parasites et prédateurs) ainsi que les détriphages, souvent autant, sinon plus, que les espèces visées (Chambon, 1982). Le caractère régional des monocultures aggrave le phénomène, engendrant la prolifération des espèces inféodées, d'où des dangers de pullulations graves. Par ailleurs, l'action plus ou moins contrôlée des pesticides donne naissance à des souches plus résistantes. Le développement du désherbage chimique a entraîné la raréfaction et, dans

CULTIVAR n.m. (génét. hort.)

Population ou variété de plante cultivée issue d'un processus de sélection.
(Dictionnaire d'agriculture, 1977).



1b. Nombre d'habitants dans chaque département avec plus de 50 mg

certains cas, la disparition d'espèces peu fréquentes qui nécessitaient des conditions écologiques strictes pour se maintenir. L'appauvrissement en végétaux supérieurs s'est fait en même temps que les espèces insensibles aux matières actives utilisées progressaient (Barralis, 1982). La variabilité génétique a ainsi été réduite. Là aussi sont apparus des individus résistant à de fortes doses d'herbicides classiques.

Lorsqu'on passe d'un système traditionnel de bocage avec beaucoup de prairies permanentes à un système à base de maïs et ray-grass, on aboutit à une banalisation plus forte, puisqu'aux effets précédents s'ajoute la disparition de la faune et de la flore des haies et talus arasés.

Toutes ces pratiques ont également des effets plus en aval sur les écosystèmes aquatiques, surtout lacustres. En effet, l'érosion par ruissellement entraîne vers les rivières des particules de terre sur lesquelles le phosphore apporté par les engrais est fixé. Même à des concentrations faibles, cet élément provoque l'eutrophisation des eaux du fait de la présence concomitante de nitrates, d'où des perturbations de l'écosystème et une altération de l'aspect esthétique de ces milieux. Notons également que les eaux eutrophisées sont difficiles à traiter en vue de la consommation humaine. Dans ce cas précis, il existe donc une gamme d'effets plus ou moins réversibles.

De même les remembrements avec leurs travaux connexes visent à modifier le paysage rural en découvrant plus le relief et en réduisant la densité et la qualité du réseau des chemins. Il est probable que l'inconvénient le plus

important est la mise en évidence de certaines verrues du bâti agricole et non agricole. La multiplication de hangars, silos, porcheries... est quant à elle directement imputable aux nouvelles formes de production agricole ainsi qu'à l'abandon de la coutume de planter des arbres.

La disparition de certaines espèces

Le défrichement à des fins agricoles dans les pays tropicaux de vastes étendues boisées a provoqué la disparition d'un certain nombre d'espèces. Ce phénomène est d'autant plus inquiétant que la plupart des plantes et animaux non répertoriés de la planète sont localisés dans ces aires.

Si l'on s'en tient aux seuls pays développés, on sait que la transformation des écosystèmes lors de la mise en valeur de zones sensibles, comme les marais et autres aires humides, n'est pas sans poser des problèmes. Ainsi, les fonctions d'épuration naturelle des eaux usées par l'intermédiaire des sols anaérobies et des plantes, ne sont plus assurées. L'élimination de l'azote et du phosphore en excès dans l'eau doit de la sorte être assurée dans certains cas par des usines de traitement des eaux. Au-delà de leur valeur biologique et économique, ces espaces abritent des plantes et animaux dont l'intérêt collectif réside dans des fonctions récréatives ou esthétiques et dans leur potentiel scientifique.

En effet, la faune et la flore sauvages constituent pour la science un réservoir d'informations génétiques que l'on ne peut pas se permettre de perdre. Ces ressources peuvent en effet se révéler essentielles dans le domaine pharmaceutique ou alimentaire. La réduction de variabilité du matériel génétique à laquelle on assiste au fur et à mesure de l'intensification et de la standardisation des milieux n'est pas sans risque. Ainsi, quand l'humanité vivait de chasse et de cueillette, les individus utilisaient 5 000 plantes sauvages pour leur alimentation. Aujourd'hui, 90 % de l'apport calorique se fait par l'intermédiaire de 20 espèces de plantes et la moitié des terres cultivées dans le monde est consacrée au blé, riz et maïs (OCDE, 1985, p. 151).

La disparition d'une espèce sauvage est toujours inquiétante car on ignore si elle contenait une information génétique qui aurait permis de lutter contre une maladie ou qui aurait permis de sélectionner une race plus résistante à certaines conditions climatiques. L'exemple du blé sauvage turc qui a permis à partir d'une souche américaine d'obtenir un blé résistant à la carie, ce qui évite l'emploi de fongicides, est là pour nous le rappeler (OCDE, *ibid*). Le champ ouvert par les manipulations génétiques renforce l'intérêt d'une politique de conservation des espèces.

En termes économiques, les mesures de conservation s'adressent à une ou plusieurs populations d'une espèce ou bien à une communauté naturelle, c'est-à-dire à l'ensemble des espèces qui constituent cette communauté. Dans le premier cas, on peut procéder à une conservation « *ex situ* » avec un système de collections que l'on gère dans un environnement contrôlé. Dans le second cas, on a une gestion « *in situ* ».

L'avantage des collections, outre la disposition facile pour les équipes de chercheurs du matériel génétique, est leur faible coût par rapport à la solution alternative où l'on impute les dépenses nécessitées par le maintien de l'habitat en l'état initial (Harrington, 1982). Mais avec cette méthode, la préservation n'a de sens que pour un faible nombre d'espèces, et ne peut concerner que des espèces connues. Par ailleurs, la conservation « *ex situ* », par son caractère artificiel, coupe les populations de leur écosystème, y compris les pré-

dateurs et, de ce fait, bloque les processus d'évolution. Aussi ce système ne peut-il être qu'un complément, et non un substitut, à la conservation d'une communauté. Ainsi apparaît la nécessité d'une politique de grandes réserves naturelles.

ANALYSE ÉCONOMIQUE DES NUISANCES CRÉÉES PAR LES PRATIQUES AGRICOLES

Comme dans la plupart des situations où l'environnement est menacé par des activités productives, on peut aborder l'analyse économique des nuisances liées à l'agriculture en termes d'effets externes négatifs. En effet, certaines pratiques agricoles portent atteinte à la santé ou au bien-être des consommateurs sans que le coût de ces dommages soit à la charge de leurs auteurs, cela dans le cadre d'une économie de marché non régulée. Il n'est guère envisageable, en l'absence d'un arsenal juridique approprié, d'attendre du consommateur d'eau qu'il intervienne auprès de l'agriculteur utilisant trop d'engrais azotés, ou de l'estivant qu'il obtienne une modification des dates d'épandage des lisiers dans une zone touristique.

En cas de pollution, c'est l'écart entre la valeur individuelle, ou privée, des biens et services produits par une entreprise, et la valeur sociale, pour la communauté dans son ensemble, qui explique un niveau trop élevé d'activités polluantes. En fin de compte, l'Etat, sous diverses pressions, finira par chercher à réduire ces nuisances au moyen de taxes, subventions ou par des mesures réglementaires. Si le niveau d'intensification de l'activité agricole est source de pollutions, il convient donc d'y remédier. Mais par quels moyens : en baissant les prix agricoles, en taxant les consommations intermédiaires, ou en créant un corps d'agents chargés de contrôler la façon de produire des agriculteurs ?

Avant d'appliquer un schéma d'analyse, il faut mesurer les particularités du secteur car elles expliquent aussi bien l'émergence de ces nuisances, que le choix des instruments les plus aptes à rectifier la situation. En premier lieu, il convient de noter le caractère de secteur protégé de l'agriculture ainsi que l'existence, dans presque tous les pays développés, de prix soutenus. Par ailleurs la nature atomisée de la production, avec une multitude d'entreprises, explique l'existence de sources de pollution très diffuses. D'autre part, l'une des spécificités les plus marquantes de l'agriculture réside dans la quasi-fixité du facteur « terre », que l'on peut associer aux rendements globaux décroissants. Enfin, la pollution des eaux par les engrais, et des aliments par les résidus des pesticides, choses auxquelles l'opinion publique est sensible, n'est pas en rapport direct avec le niveau de la production elle-même, mais dépend plutôt de l'emploi de certains inputs qui ont été ces dernières années les vecteurs du progrès technique ⁽¹⁾.

Ces particularités sont importantes dans l'analyse économique de l'écart entre le niveau de production atteint sur la base des coûts privés et le niveau correspondant à l'optimum collectif. En effet, on peut s'attendre à ce que la mauvaise allocation des ressources initiale, due à un soutien excessif des prix,

⁽¹⁾ D'autres nuisances, comme le rejet du lisier, sont davantage liées au niveau de production qu'à l'emploi de facteurs spécifiques.

vienne s'ajouter à l'inefficacité provenant des externalités. De même, la quasi-fixité du facteur « terre » est au centre d'une spirale cumulative de distorsions : des prix artificiellement élevés conduisent à l'intensification et donc au renchérissement du foncier, rente oblige, qui lui-même nourrit l'intensification à l'hectare et donc les risques de pollution.

Si l'on envisage sur un plan plus politique les relations entre agriculture et environnement, on peut attribuer au caractère diffus des pollutions les difficultés des mouvements écologistes à contrecarrer les forces sociales, puissantes dans les pays riches, qui militent en faveur du protectionnisme. Une industrie localisée émettant des déversements massifs néfastes à l'environnement aurait sûrement plus de difficultés à faire admettre le maintien d'un système de prix artificiellement soutenus.

LA RELATION ENTRE INTENSIFICATION, POLITIQUE AGRICOLE ET POLLUTION

Les dommages subis par l'environnement seront analysés successivement par le biais des effets de l'intensification, à partir de la façon dont interviennent les mécanismes de soutien des prix, et enfin à partir du prix de la terre.

Intensification agricole et dommages

Par intensification, on entendra le phénomène conduisant à l'accroissement du rapport entre, d'une part, le travail, le capital et les consommations intermédiaires et, d'autre part, la terre ⁽¹⁾. L'usage accru de ces facteurs par rapport au foncier permet d'augmenter la production à l'hectare mais, selon toute évidence, avec des rendements décroissants.

Pour simplifier la présentation, on supposera que la fonction globale de production est à rendements d'échelle constants et qu'il existe un indice agrégé des facteurs de production autres que la terre ⁽²⁾. On a donc l'expression :

$$(1) Y = H [A (T, K, C), F]$$

où Y est la production

F le facteur foncier,

et T, K, C respectivement le travail, le capital et les consommations intermédiaires. Quant à A, il s'agit de l'agrégat de ces trois derniers facteurs.

La figure 1a illustre l'idée que lorsque la production agricole est encouragée par le progrès technique, ou des prix favorables (passage de Y_1 à Y_2 , Y_3), la fixité du facteur « terre » conduit, même à coût relatif des facteurs (w) constant, à accroître le rapport A/F , donc à intensifier. Ainsi, quand on passe du point A sur Y_1 à B' sur Y_2 avec le même rapport entre coût des facteurs, w_1 , on se heurte à la contrainte foncière F et le déséquilibre sur le marché foncier conduit à une hausse du prix de la terre ce qui donne un autre rapport du prix des facteurs w_2 .

Le processus d'intensification conduit à une baisse de productivité de l'agrégat A de facteurs autres que la terre, comme le montre la figure 1b. Les rendements décroissants conduisent à un écart qui augmente entre la droite kA/F , qui correspond à des rendements constants, et Y/F . Si ces rendements

⁽²⁾ Ceci correspond à un cas particulier ; la notion d'intensification est plus générale et peut être définie par rapport à n'importe quel autre facteur (cf. Bonnieux, 1986).

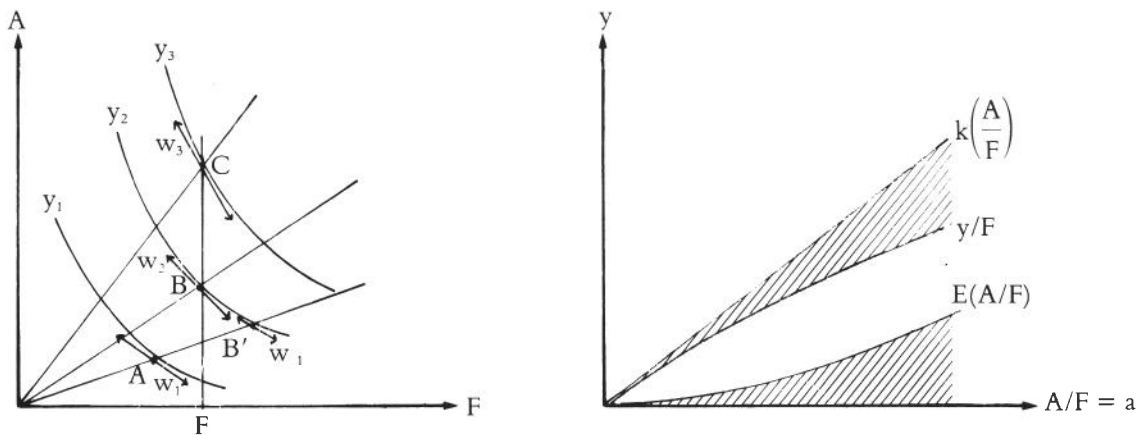


Figure 1.
**Intensification agricole
et origine des nuisances**

décroissants sont imputables au travail, ou au capital, cette perte d'efficacité ne prête pas en général à conséquence pour l'environnement. Mais, s'il s'agit des consommations intermédiaires, la baisse des rendements va au-delà du gaspillage économique, car cela signifie des rejets dans le réceptacle écologique et peut-être au-delà des limites de ce qui est absorbable sans inconvénients. Cette nuisance liée à l'effluent peut s'écrire :

$$(2) E(A/F) = k A/F - Y/F$$

En fait, la quantité physique rejetée ne constitue pas en soi une mesure du dommage écologique. Celle-ci suppose une évaluation économique des impacts de l'effluent tout comme la production ne devient un concept économique que lorsqu'elle est associée à un prix. La forme de la fonction de dommage peut s'exprimer par :

$$(3) D = D(A/F)$$

Il s'agit vraisemblablement d'une fonction convexe à croissance accélérée, à cause, d'une part, de la forme de la courbe physique $E(A/F)$ et, d'autre part, des phénomènes d'asphyxie des écosystèmes lorsque leur équilibre est gravement perturbé. De plus, on peut penser qu'au-delà d'un certain seuil, les préjudices à la santé et au bien-être s'aggravent très rapidement. Dans ce cas, le coût du dommage $v(E)$ croîtrait avec le niveau de rejet. Enfin, la sensibilité des populations à la qualité de l'environnement va augmenter en relation avec le niveau de développement. Cela conduit la collectivité à attribuer une valeur croissante aux ressources naturelles, d'où un déplacement vers le haut de la fonction $D(A/F)$.

Si on désigne en minuscule les diverses valeurs rapportées à l'hectare ($Y/F = y$; $A/F = a$...), p le prix du produit et w le prix relatif de A par rapport à la terre, on a le modèle de détermination de l'équilibre et de l'optimum collectif

$$(4) \text{Max, } p y - d(a) - c(a) \quad \text{où}$$

$$(5.1) y = h(a) \text{ fonction de production à l'hectare déduite de (1)}$$

$$(5.2) d(a) = v(E) E(a) \text{ fonction de dommage qui synthétise la fonction de rejet } E(a) \text{ et son coût public } v(E).$$

$$(5.3) c(a) = w_A a + w_F \text{ représente le coût à l'hectare } (w_A \text{ prix de l'agréгат } A \text{ et } w_F \text{ prix du foncier)} ; \text{ l'expression découle de la définition } c(a) = C/F = (w_A \cdot A + w_F \cdot F)/F$$

$$(5.4) s(a) = d(a) + c(a) \text{ et représente le coût collectif de l'intensification, alors que } c(a) \text{ ne représente que le coût privé.}$$

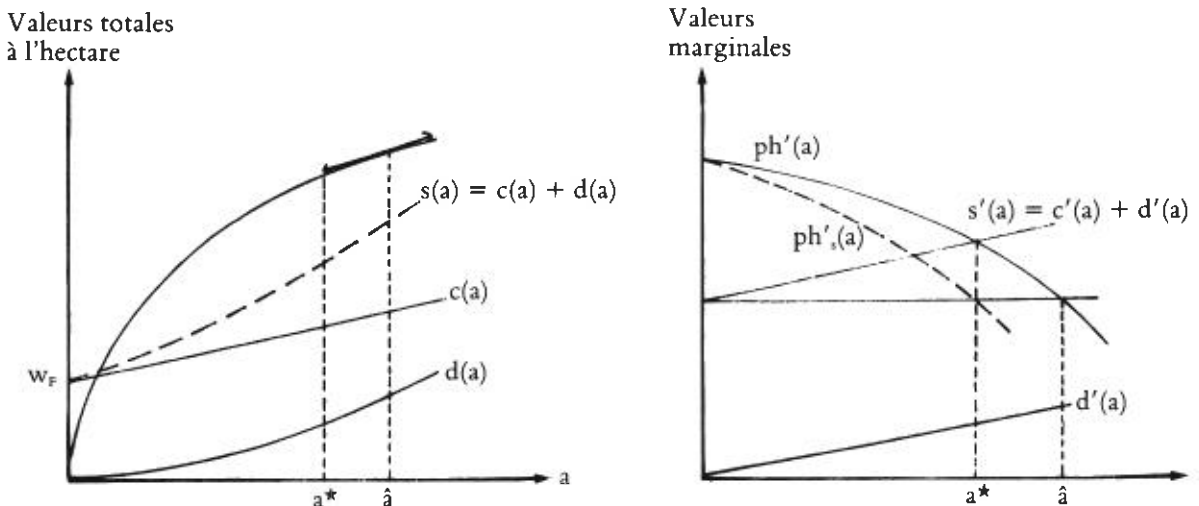


Figure 2.
Fonction de dommages,
externalités, équilibre
et optimum

La figure 2 illustre le contraste entre le niveau d'intensification spontané \hat{a} , correspondant à l'égalisation de la productivité marginale privée avec le coût du facteur, et le niveau socialement optimal d'intensification a^* où la productivité marginale est égale au coût marginal collectif (nuisances comprises) ⁽³⁾. C'est à ce seuil que l'on a le meilleur compromis pour la société entre la valeur qu'elle attribue aux biens produits par l'agriculteur et celle qu'elle accorde à la qualité de l'environnement. On note aussi qu'une première approche de politique économique consiste à trouver des instruments du type taxes, subventions ou règlements, qui incitent les agriculteurs à se limiter au niveau d'intensification optimal a^* .

Les positions d'équilibre \hat{a} et l'optimum a^* peuvent se déplacer au cours du temps à la faveur de changements dans le reste de l'économie. Le progrès technique, par exemple, en décalant vers le haut la fonction de production et la courbe de rendements, provoque une augmentation spontanée de l'intensification, car, pour un coût des facteurs donné, il est intéressant d'accroître l'emploi des facteurs associés à la terre, tant qu'il n'y a pas obligation d'intérioriser les dommages écologiques.

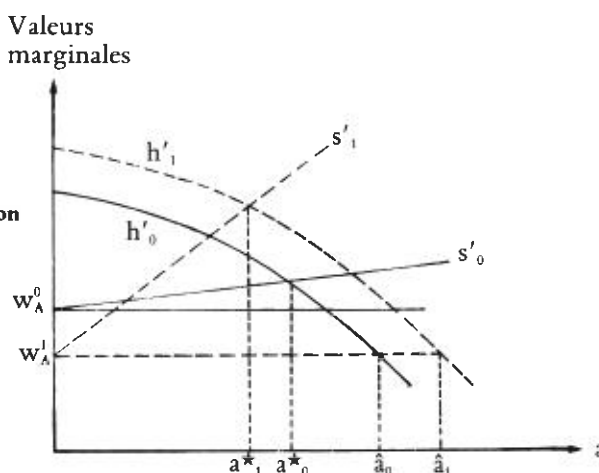
L'évolution est la même quand baisse le coût des facteurs $A(T, K, C)$. Ainsi, les gains de productivité dans l'agro-fourmiture, quand ils sont transmis, au moins partiellement, aux agriculteurs et la baisse du coût de l'énergie favorisent l'intensification et donc les risques de dégradation de l'environnement. Il est clair que la crise récente des économies industrialisées a apporté un certain répit dans la tendance séculaire à l'intensification, puisque la crise a eu des effets défavorables sur les rapports de prix « input-output » et sur la productivité. Mais on commence à retrouver les tendances à long terme.

La figure 3 présente le processus d'aggravation de l'écart entre les pratiques basées sur l'intérêt privé, c'est-à-dire en fonction des rapports de prix et de l'évolution technique, et celles qui exigeraient une gestion globale des ressources, aussi bien productives que naturelles, et cela en fonction des aspirations de la collectivité. Cette aggravation s'explique essentiellement par l'action de trois effets :

⁽³⁾ On peut noter que a^* est aussi obtenu lorsque la productivité marginale collective $ph'(a) = ph'(a) - d'(a)$ est égale au coût du facteur $w_1 = c'(a)$.

Figure 3.

Aggravation de l'écart entre optimum collectif et niveau spontané d'intensification sous l'influence du progrès technique et de la croissance



- un effet progrès technique avec le déplacement de la courbe des rendements de h_0 en h_1 ,
- un effet de baisse du prix des intrants d'origine industrielle ⁽⁴⁾ avec le passage de w_A^0 à w_A^1 ,
- un effet revenu avec une valorisation croissante des ressources naturelles de la part des sociétés les plus développées.

Ainsi, pendant que les stimuli du marché induisent des techniques agricoles de plus en plus « intensives » à l'hectare ($\hat{a}_1 > \hat{a}_0$), on assiste au même moment à une demande de la collectivité à un retour à des pratiques plus « bucoliques » (courbes s_i du coût collectif à pente plus grande que s_0 et donc $a_1^* < a_0^*$). Ce schéma permet de comprendre pourquoi aujourd'hui, malgré la crise touchant les agricultures des nations industrialisées, on voit s'amorcer le retour aux thèmes et soucis écologistes des années de forte croissance, du moins pour ce qui est du bien-fondé de l'évolution en longue période des techniques agricoles.

Soutien des prix agricoles et politiques de correction des nuisances

Cette analyse met en évidence les mécanismes généraux à l'œuvre. Elle permet également d'intégrer les effets du soutien des prix agricoles en termes d'écart avec le prix d'opportunité des biens produits par ce secteur. A contrario, elle montre la situation particulière de sous-branches ne bénéficiant pas du même système de protection.

On ne met pas ici en discussion l'intérêt de protéger le secteur agricole en fonction d'objectifs fixés par la collectivité nationale ou reconnus implicitement (sécurité alimentaire, stabilisation des prix, occupation de l'espace, soutien du revenu des agriculteurs...). Mais on reconnaît plus facilement aujourd'hui, dans une Europe fortement excédentaire en de nombreux pro-

⁽⁴⁾ Les limites de l'approche graphique en deux dimensions, et donc de l'agrégation des facteurs autres que la terre en un seul, apparaissent ici clairement. En effet, la rémunération du travail a progressé par rapport aux autres prix. Toutefois, en longue période, l'intensification majeure s'est faite par rapport à la terre, puis plus récemment, par rapport au travail.

duits, que le soutien est à réaménager vers la baisse. On admettra que les prix des grandes cultures surtout, et du lait, sont nettement plus élevés que le prix d'opportunité de ces biens (p^*) qui pourraient être évalués à partir des cours mondiaux moyens majorés d'un montant tenant compte des objectifs mentionnés ci-dessus.

Cette distorsion initiale des prix interfère avec le choix des pratiques agricoles et donc le niveau d'intensification à l'hectare. La figure 4 concernant deux productions, l'une fortement protégée, du type grandes cultures avec forte consommation d'engrais, ou lait, et l'autre peu protégée comme le porc ou l'aviiculture (Courgeon et Mahé, 1986) en donne une illustration.

Si le produit final est fortement protégé, le niveau optimal \bar{a}^* « d'intensification polluante » est encore plus faible que le niveau apparent a^* qui prendrait en compte le seul prix de marché, au lieu du prix public optimal p^* qui est inférieur à p . En comparant les figures 4.a et 4.b, on voit clairement que la perte collective liée à la non-prise en compte des valeurs sociales dans les coûts et revenus privés (partie hachurée) peut être beaucoup plus élevée en cas de distorsion initiale.

$$(6) \text{ Perte collective} = \int_{\hat{a}}^{\bar{a}^*} [s'(a) - p^*h'(a)] da$$

Dans le cas des grandes cultures ($p^* < p$), cette perte est égale à $(b+c+d)$ tandis que, pour les activités quasi concurrentielles ($p^* \approx p$), elle est seulement de $(b+c)$. Il est clair que le caractère minorant ou aggravant de la distorsion liée aux prix dépend des fonctions de dommage associées aux diverses activités polluantes.

Sur la figure 4.a, on peut également voir que l'élimination d'une protection jugée excessive n'est pas suffisante pour avoir une gestion publique efficace. En effet, cela conduit à un niveau $\hat{a}' < \hat{a}$, lequel \hat{a}' peut être inférieur ou supérieur à a^* selon l'ampleur de la distorsion initiale c'est-à-dire la différence entre p^* et p . De toute façon, subsiste une perte collective ⁽⁵⁾ égale à $(b+c)$.

Figure 4.
Soutien des prix agricoles
et environnement

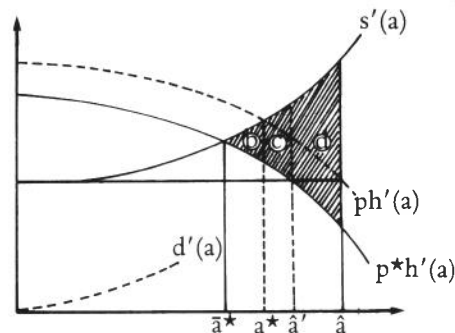


Figure 4.a.
Activités fortement aidées
(grandes cultures)

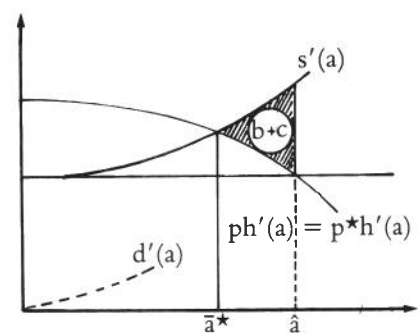


Figure 4.b.
Activités peu ou pas aidées
(porc, aviculture, maraîchage)

⁽⁵⁾ De Haen (1984) suggère à partir d'études micro-économiques qu'une baisse de la production n'empêcherait pas l'usage des engrais à un niveau excessif par rapport au seuil de tolérance des nitrates dans le sol.

Ainsi, retrouve-t-on les indications de l'économie publique montrant que la correction d'une distorsion, ici le soutien des prix, ne suffit pas pour atteindre un optimum de premier rang \bar{a}^* quand il y a une autre distorsion (problème des externalités négatives provoquées par les pratiques agricoles). Si l'on était amené à considérer que rien ne peut être fait à l'égard des nuisances agricoles, c'est-à-dire qu'elles sont une contrainte s'imposant au système économique, \hat{a} serait un optimum de second rang. A l'inverse, si c'était la protection de certaines sous-branches par le soutien des prix qui devait être admise comme un désir tutélaire de l'Etat ⁽⁶⁾, la correction de la pollution agricole permettrait d'atteindre un autre optimum de second rang, a^* . Ni l'une ni l'autre de ces politiques n'assurent toutefois le meilleur arbitrage collectif entre nature et activité agricole.

Soutien des prix agricoles, prix de la terre et intensification

Au prix w_A des facteurs combinés à la terre et que l'on peut considérer comme exogènes au secteur, le niveau d'intensification \hat{a} , tel qu'il se fixe sur la figure 2, dépend des seuls prix agricoles p . Le coût du foncier w_F n'intervient pas : il s'agit en réalité d'une variable endogène ⁽⁷⁾. En effet, si la fonction de production individuelle est représentée par la formule (1) pour chaque exploitation, on a :

$$(7) Y^i = f(A^i, F^i)$$

Les fonctions de demande de facteurs peuvent s'écrire :

$$(8) \begin{cases} x_A^i(p, w_A, w_F) \text{ pour les « autres intrants »} \\ x_F^i(p, w_A, w_F) \text{ pour la terre} \end{cases}$$

Cependant, au niveau global, la quantité de terre disponible est à peu près fixée (\bar{x}_F). On a donc :

$$(9) \sum_i x_F^i(p, w_A, w_F) = \bar{x}_F ; n \text{ exploitations agricoles}$$

Le prix de la terre w_F devient fonction des prix agricoles (p) ainsi que du prix des autres intrants (w_A).

$$(10) w_F = w(p, w_A, \bar{x}_F)$$

On peut montrer en différenciant (9) que le prix du foncier dépend positivement des prix agricoles :

$$\sum (\delta x_F^i / \delta p) dp + \sum (\delta x_F^i / \delta w_A) dw_A + \sum (\delta x_F^i / \delta w_F) dw_F = 0$$

⁽⁶⁾ En fait, si le désir tutélaire de l'Etat était de transférer des revenus aux agriculteurs, l'optimum de second rang ne serait sans doute pas a^* car d'autres méthodes plus efficaces que le soutien des prix permettent d'atteindre cet objectif avec une allocation collectivement meilleure que a^* .

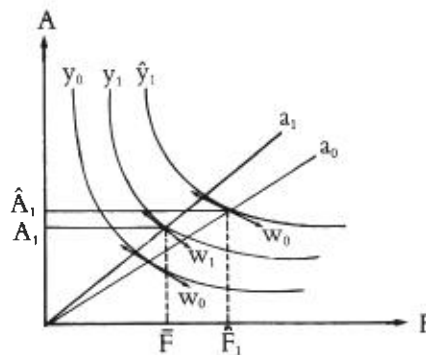
⁽⁷⁾ Si au lieu de partir de fonctions de production individuelles on supposait l'existence d'une fonction agrégée $Y = F(A, F)$ où F la terre est contrainte au niveau maximum \bar{F} , la fonction de profit correspondante $\pi(p, w_A, F)$ montrerait clairement que $\delta M / \delta F = w_F(p, w_A, \bar{F})$ où w_F est le prix d'opportunité de la terre qui est bien une fonction des prix agricoles p et de ceux des autres facteurs associés w_A .

Comme $(\delta x_F^i / \delta p) > 0$ et $(\delta x_F^i / \delta w_F) < 0$, le prix de la terre dépend positivement des prix agricoles $(dw_F / dp) > 0$ lorsque les autres facteurs A sont disponibles pour l'agriculture selon une offre élastique $(dw_A = 0)$.

Ainsi, le soutien des prix agricoles a en définitive un effet de soutien du prix de la terre, ce qui mène, à terme, à l'annulation du profit net des exploitations dont l'efficacité globale (technologie et fertilité) est la plus faible⁽⁸⁾. Par ailleurs, l'élévation du prix de la terre va guider pour chaque exploitation la substitution des autres facteurs A à la terre et donc accroître l'intensification (cf. figure 2.a).

La figure 5 éclaire cet effet au niveau de l'exploitation individuelle. Partant d'un rapport de prix $w_0 = w_A^0 / w_F^0$ et d'un niveau de production $y_0 = y(p_0, w_A^0, w_F^0)$, l'intensification initiale est a_0 . L'augmentation de prix de p_0 à p_1 maintiendrait l'intensification à ce stade mais avec une production supérieure $\hat{y}_1 = y(p_1, w_A^0, w_F^0)$ si les facteurs avaient une offre élastique. Mais la terre étant rationnée, son prix s'élève ce qui augmente les coûts et ramène la production en y_1 , avec $y_1 = y(p_1, w_A^0, w_F(p_1, w_A^0, \bar{x}_F))$ inférieur au niveau d'offre sans contrainte foncière. L'intensification en est accrue jusqu'en a_1 .

Figure 5.
Soutien des prix agricoles,
prix de la terre
et intensification



Le jeu de la contrainte foncière montre qu'au total le soutien des prix agricoles n'est qu'une médiocre politique d'aide au revenu agricole puisqu'une grande partie du sur-prix est dissipée dans la rente foncière. D'autre part, les effets pervers sur l'environnement par le biais de l'intensification ainsi provoquée, sont manifestes. Cette analyse montre aussi clairement comment une politique du gel des terres destinée à réduire la production agricole, tout en gardant le système des prix à l'origine des surplus, aboutirait en fait à surintensifier les terres cultivées avec les effets que l'on a évoqués sur la dégradation des sols et la pollution. L'exemple des Etats-Unis est à cet égard éloquent.

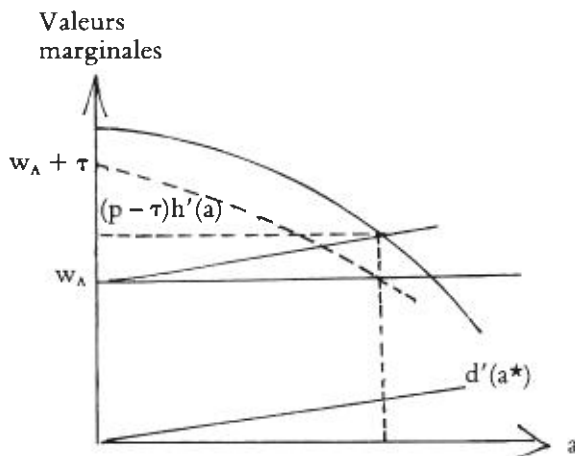
Eléments de politique de correction optimale

On a déjà montré qu'au cas où l'on avait une distorsion préalable, l'action corrective de la nuisance ne suffisait pas pour avoir une allocation optimale. Même en l'absence de distorsion initiale, la conception des meilleurs instru-

⁽⁸⁾ Les limites du modèle à deux secteurs réapparaissent ici. Si l'hypothèse w_A exogène est recevable pour le travail salarié, elle est beaucoup plus discutable en ce qui concerne le travail familial. En effet pour ce dernier, dont le niveau est fixé à court-terme, le soutien des prix aboutit en partie à rémunérer le revenu du travail.

ments susceptibles d'éviter le dommage collectif produit par l'effluent n'est pas simple. Ainsi, la figure 2.b suggérerait d'établir une taxation du produit d'un montant $\tau = d'(a^*)/h'(a^*)$ ou une taxation des facteurs associés d'un montant $d'(a^*)$ pour que les agriculteurs choisissent spontanément le niveau d'intensification a^* compatible avec la préservation de l'environnement. On retrouverait alors en effet, avec la taxe appropriée, que la condition d'optimalité est assurée par l'équilibre individuel internalisant, à cause de la taxe, la nuisance collective. ^(5, 6).

Figure 6. Correctif de prix réduisant les nuisances



Cette politique de taxation qui convient bien dans le cas présent n'est pas toujours adaptée. Il en est ainsi quand le facteur variable responsable de la pollution n'est pas l'agrégat A mais un sous-ensemble, comme les engrais par exemple. Dans cette éventualité, la taxation du produit n'est pas optimale, la taxation de l'ensemble des facteurs variables, car la distorsion doit être corrigée à sa source, au niveau de l'intrant polluant. Kolm (1968) a montré que l'action sur le prix du produit, par le biais d'une taxe, était optimale seulement si l'externalité est uniforme, c'est-à-dire directement fonction des quantités produites.

De même, la fixation d'une norme d'intensification a^* , qui suppose un contrôle administratif difficile à assurer en cas de pollution diffuse, ne conduit pas nécessairement à l'optimum. Supposons qu'il y ait une technologie permettant d'éviter les rejets polluants à un certain coût w_D tel le traitement du lisier de porc. Dans cette situation, c'est la taxation des effluents, au moyen d'une redevance liée au montant du rejet, donc l'inverse d'un système forfaitaire, qui est la mesure la plus appropriée. En effet, si w_D est inférieur à la taxe sur le rejet équivalente à $d'(a^*)$, à un niveau d'intensification critique a_c tel que $w_D = d'(a_c)$, le pollueur aura intérêt à recourir à la technique dépolluante. Sa courbe de coût total privé après taxation ne sera plus $w_A + d'(a^*)$, mais une courbe plus basse qui lui permettra d'accroître l'intensification sans polluer désormais. Par rapport à la norme a^* , la collectivité gagnerait en efficacité le triangle BCD comme l'indique la figure 7.

La conception de mesures de correction appropriées répond certes à des principes généraux, mais la panoplie doit être adaptée à chaque situation. De plus, l'analyse des bases théoriques d'une politique optimale des bases de correction des nuisances ne permet pas de déboucher directement sur une recommandation aux pouvoirs publics. La mise en œuvre d'un instrument fiscal théoriquement justifié n'est pas toujours réalisable, ou bien son coût d'administration peut dépasser les avantages collectifs attendus. La pollution

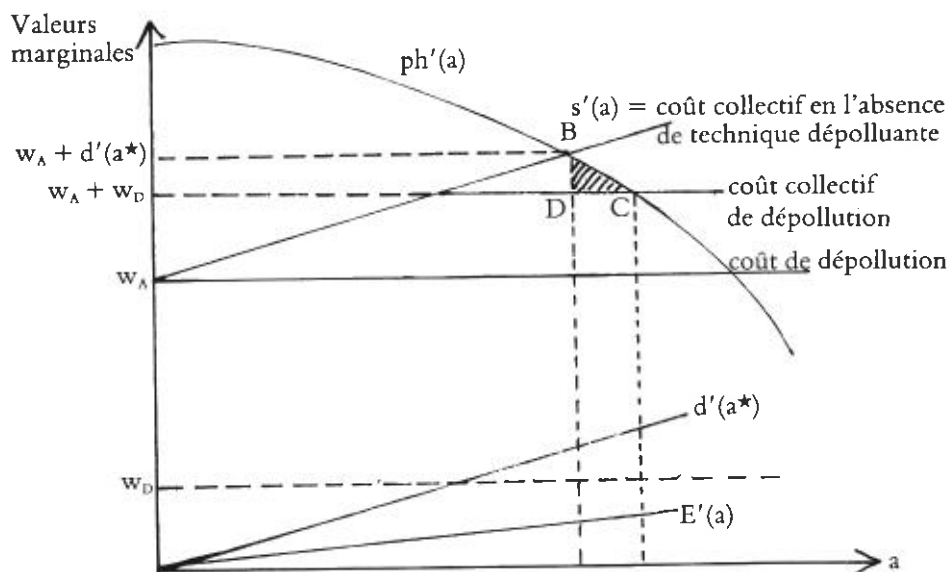


Figure 7.

Politique incitant aux techniques dépolluantes

diffuse par les engrais ou le lisier en est un bon exemple. La réglementation et une politique d'encouragement à des pratiques moins polluantes sont des alternatives plus appropriées. Par ailleurs, des objectifs de redistribution des revenus peuvent conduire à rejeter la taxation dans des branches où la rémunération des facteurs est déjà faible. Le recours aux quotas dans les pêches présente des similitudes avec le cas des nuisances agricoles. La réglementation est préférée aux instruments fiscaux dont les effets sur les revenus risqueraient d'être trop importants ⁽⁹⁾.

Si on observe d'un point de vue plus politique les relations entre agriculture et environnement chez les protecteurs de la nature, le comportement français contraste avec celui de nos principaux partenaires européens et notamment des Britanniques.

Ainsi, en France, le problème des déprises agricoles passe pour être le plus préoccupant ⁽¹⁰⁾. Pour le réseau Agriculture de la Fédération française des sociétés de protection de la nature (FFSPN) « l'abandon et la marginalisation de régions est inquiétante à brève échéance » (Ricou, 1986, p. 8). Et si le « modèle productiviste » est mis en cause, c'est plus par son effet de dévalorisation des agricultures périphériques (par le jeu de la rente différentielle) que par ses effets directs. Bien sûr une telle appréciation doit être modulée car, dans les zones d'agriculture intensive comme la Bretagne, existent des associations de protection de la nature préoccupées par la détérioration des eaux potables par excès de nitrates. Mais, même dans cette partie de l'Ouest, les autorités régionales se mobilisent contre la « désertification » de la Bretagne centrale.

A l'inverse, au Royaume-Uni, c'est beaucoup plus le phénomène d'intensification en lui-même qui est mis en accusation à travers la destruction

⁽⁹⁾ Sans donner une analyse complète du problème de la pollution par les engrais, domaine sur lequel des recherches sont en cours, un bref examen de la question est proposé dans l'annexe.

⁽¹⁰⁾ Rendant compte du colloque d'octobre 1986 de la FFSPN à Toulouse, Comby, (1986), résume les débats : « Alors qu'on prévoit l'abandon du tiers des terres cultivées d'ici quinze ans, la politique agricole commune brute sur des excédents ruineux à « dégager ». Une réorientation semble se dessiner ».

du paysage qui en résulte ainsi que les atteintes à la faune et la flore (Bowers et Cheschire, 1983, chap. 2 ; Baldock, 1984). L'assèchement des zones humides et le retournement des prairies sont particulièrement visés. La cause essentielle en est attribuée au niveau de protection trop élevé accordé aux prix à la production, surtout des céréales, avec la politique agricole commune. Ces prix trop attractifs, traduits par la capitalisation foncière, entraînent une utilisation plus intense du facteur cher, le foncier. Ces impacts négatifs sur l'environnement sont aggravés par les mesures d'aide à l'investissement qui favorisent la substitution du capital au travail et donc le recours aux machines et l'arasement des talus.

Gardant un réflexe protectionniste, les Français préoccupés d'écologie hésitent à prôner un moindre soutien des prix agricoles car ils privilégient simultanément conservation du milieu et emploi dans l'agriculture, ce dernier n'étant possible qu'avec des prix rémunérateurs. L'extensification, ou le retour aux pratiques anciennes, gage d'une meilleure occupation de l'espace et au moindre coût pour l'environnement, ne peut évidemment s'envisager avec des prix faibles.

Au-delà de la discussion sur la gestion au plan européen des marchés, on peut voir dans la réaction française visant au maintien du nombre maximal d'exploitants, en vue de limiter les déprises agricoles, la marque d'un pays resté très longtemps rural. L'urbanisation rapide qui suivit la Deuxième Guerre mondiale a probablement marqué toute une génération qui, ayant perdu ses racines agricoles, garde une certaine nostalgie de la campagne, mais de la campagne cultivée, et de l'ambiance des communautés villageoises animées.

En revanche, en Grande-Bretagne (Williams, 1977, p. 34), les figures géométriques rectilignes des haies et routes, liées aux *enclosures*, sont contemporaines des courbes naturelles des paysages de parc et constituent « *les éléments d'un même processus : s'ils sont en apparence opposés selon les critères du goût (dans un cas la terre est organisée pour la production, dans l'autre elle est organisée pour la consommation) ; ils participent pourtant de la même logique : le panorama, la tranquillité ordonnée pour le propriétaire, la perspective* ». Ce paysage rural débarrassé du travail des champs et des travailleurs a subi avec l'intensification récente une véritable agression entraînant la rupture de l'équilibre entre l'aspect productif et l'aspect esthétique, au profit du premier.

Cette agression est d'autant plus vivement ressentie de nos jours, que la perception du paysage, héritée du XVIII^e siècle, va de pair avec un goût très prononcé pour la faune sauvage, que ce soit à travers la chasse ou l'observation des oiseaux. Cet amour d'une nature vierge, même s'il y a mystification, s'inscrit historiquement dans une organisation sociale particulière. En effet, au moment où la révolution agricole a permis aux Anglais de « *produire leur propre nature* », (Williams, p. 33), triomphe le libre-échange. Dans ces conditions, on comprend que bouleversement du paysage et protectionnisme européen soient l'objet d'un rejet assez fort.

L'analyse de l'arrière-plan politique sur lequel le développement de l'agriculture s'est effectué permet de comprendre les positions actuelles des responsables. L'étude du contexte historique et social peut seule nous éclairer sur les raisons de certaines réactions.

*
**

On notera en conclusion la contradiction entre le soutien des prix et l'intensification, qui conduisent à la surexploitation de la terre, et la préservation

vation de la nature. L'effet des pratiques agricoles est d'ailleurs amplifié par le jeu du foncier et le faible coût d'inputs générateurs en tout en état de cause de rejets polluants. Cela signifie qu'il faudra bien intervenir en développant des politiques spécifiques car ce n'est pas le système actuel de prix ou l'alignement sur les cours mondiaux qui régleront le problème.

ANNEXE

Effets relatifs d'une baisse des prix ou d'une taxe sur les engrais (cas Cobb-Douglas)

Si la technologie agricole pouvait être représentée par une fonction de Cobb-Douglas de degré 1 où seule la terre était fixée, on pourrait déduire facilement la fonction de demande d'engrais et montrer qu'elle est plus sensible aux prix agricoles qu'au prix des engrais (comme l'a trouvé De Haen sur données expérimentales).

$$(1) \quad q = A_0 x_E^a x_A^b \bar{x}_F^c$$

Si on suppose le facteur foncier fixé et les rendements constants, la fonction de production à facteurs variables (x_E = engrais ; x_A = autres inputs) s'écrit simplement :

$$(2) \quad q = A x_E^a x_A^b, \text{ avec } A = A_0 \bar{x}_F^c$$

qui sera homogène de degré $a + b < 1$, pour cette fonction, une fonction de profit restreint existe dont on peut tirer la demande dérivée pour x_E en fonction des prix :

$$(3) \quad \log x_E = \frac{1}{a+b-1} [K - \log p + (1-b) \log w_E + b \log w_A]$$

où, p est le prix du produit et w_E , w_A le prix des facteurs correspondants et K une constante. En désignant par e_{EP} , e_{EE} , e_{EA} les élasticités de demande marshalliennes par rapport aux prix p , w_E , w_A , on obtient :

$$(4) \quad e_{EP} = \frac{1}{1-a-b} > 0$$

$$(5) \quad e_{EE} = \frac{b-1}{1-a-b} < 0$$

$$(6) \quad e_{EA} = \frac{-b}{1-a-b} < 0$$

Si la part du foncier était de l'ordre de 10 % et celle des engrais de 10 %, la demande à très long terme serait très élastique :

$$e_{EP} = 10 ; e_{EE} = -2 ; e_{EA} = -8$$

Si l'on considère une demande dérivée à plus court terme où tout est fixé, à

part les CI, la demande est beaucoup plus inélastique ($a = 0,10$; $b = 0,40$; $c = 0,50$) : $e_{EP} = 2$; $e_{EE} = -1,2$; $e_{EA} = -0,8$.

Dans tous les cas, on a $e_{EP} > |e_{EE}|$ qui exige, au vu de (4) et (5), que b soit positif, ce qui n'est pas très contraignant. Ainsi le résultat de De Haen, selon lequel les prix agricoles jouent davantage sur la demande d'engrais que le prix des engrais, n'est pas trop surprenant et doit être valable de façon générale si la complémentarité brute domine entre engrais et autres facteurs (homogénéité de la demande de degré zéro). Faut-il en conclure que la baisse des prix est préférable à la taxe des engrais pour les agriculteurs ? Non, car les effets sur le revenu d'une baisse des prix seraient plus grands que ceux d'une taxe produisant la même réduction d'usage d'engrais et de pollution.

En désignant par \hat{y} une variation en % de y , on aurait pour une baisse \hat{x}_E désirée la baisse de prix \hat{p} et la taxe \hat{w}_E suivantes :

$$(7) \quad e_{EP}\hat{p} = e_{EE} \hat{w}_E = \hat{x}_E$$

Si $v(p, w_E, w_A, \bar{x}_E)$ est la fonction de valeur ajoutée, indicateur de revenu, on aura selon les instruments utilisés pour obtenir \hat{x}_E :

$$\begin{aligned} dv_1 &= v_p(.) dp = pq \hat{p} < 0, \text{ ou} \\ dv_2 &= v_{w_E}(.) dw_E = -w_E x_E \hat{w}_E < 0 \end{aligned}$$

En utilisant (7), on a

$$(8) \quad \frac{dv_2}{dv_1} = \frac{w_E x_E}{pq} \frac{e_{EP}}{-e_{EE}} = a \frac{e_{EP}}{-e_{EE}}$$

Mais, en utilisant (4) et (5), on a la condition pour que la taxe soit moins pénible aux revenus que la baisse de prix :

$|dv_2| < |dv_1|$ est vérifié si $\frac{a}{1-b} < 1$, soit $1-b-a > 0$, ce qui est le cas s'il y a des facteurs fixes dans le cadre précisé ici.

Il ne faut donc pas se laisser leurrer par la plus grande élasticité de la demande d'engrais par rapport aux prix agricoles pour obtenir un allègement donné des nuisances ; une taxe sur les engrais serait moins lourde pour les revenus agricoles qu'une baisse des prix agricoles équivalente pour la pollution. Mais il ne faudrait pas conclure que cette politique corrective soit nécessairement la plus appropriée dans tous les cas. Les résultats sommaires d'estimation ci-dessous confirment que la demande d'engrais est plus sensible aux prix agricoles qu'à celui des engrais :

$$\begin{aligned} \text{Log C ENG}_i &= -0.49 \text{ Log Z ENG}_i + 1.02 \text{ Log Z VEG}_i + 1.8 \text{ Log Q VEG}_i - 98 \\ &\quad (2.7) \qquad\qquad\qquad (19.0) \\ \bar{R}^2 &= 0.95 ; DW = 1.17 \end{aligned}$$

Cet ajustement sur les séries des comptes agricoles de la France suggère une élasticité de la demande d'engrais (Log C ENG) de -0.5 relative à son prix (Log Z ENG), contre 1.02 relative aux prix des produits végétaux (Log Z VEG). Cette dernière est de plus minorée car le volume des produits végétaux (Log Q VEG) dépend positivement des prix agricoles eux-mêmes. Des analyses plus approfondies de la demande de facteurs utilisés en agriculture donneront des paramètres mieux assurés pour servir de base à des politiques anti-pollution.

BIBLIOGRAPHIE

BALDOCK (D.), 1984. – *Drainage des zones humides en Europe*, Bonn, Londres, Paris, Institut pour une politique européenne de l'environnement, 175 p.

BALLAY (D.), BOISTARD (P.), 1985. – « Teneur en nitrates des eaux distribuées par les réseaux ruraux, situation en 1984 et évolution depuis 1981 », *Génie Rural*, janv.-fév. 1985, pp. 9-11.

BARRALIS (G.), 1982. – « La flore adventice des cultures et son évolution », *Bulletin technique d'information*, n° 370-372, pp. 463-466.

BONNIEUX (F.), 1986. – « Approche économique de l'intensification », *Economie Rurale*, n° 171, janv.-fév. 1986, pp. 9-15.

BWERS (J.K.), CHESCHIRE (P.), 1983. – *Agriculture, the countryside and land use*, Methuen, 170 p.

CHAMBON (J.-P.), 1982. – « Les déprédateurs animaux et leur évolution sous l'action des systèmes de culture », *Bulletin technique d'information*, n° 370-372, pp. 473-477.

COMBY (J.), 1986. – Agriculture et environnement, *Etudes Foncières*, n° 33, p. 47.

COURGEON (J.), MAHÉ (L.P.), 1986. – « Distorsions de concurrence dues à la PAC. Protection effective sur le porc et l'aviculture en RFA, France, Pays-Bas, Danemark », *Economie Rurale*, n° 173, pp. 37-47.

CROSSON (P.), STOUT (A.), 1983. – *Productivity effects of cropland erosion in the United States*, Johns Hopkins University Press, 103 p.

FRITSCH (P.), SAINT-BLANQUAT (G.) de, 1985. – « La pollution par les nitrates », *La Recherche*, n° 169, vol. 16, pp. 1106-1115.

HAEN De (H.), 1984. – *Interdependence of prices, production intensity and environment damage from agricultural production*, IV European Congress of Agricultural Economists, Kiel, sept. 3-7, 1984.

HARRINGTON (W.), 1983. – « Endangered species, A global threat, Resources », *Resources for the future*, oct., pp. 2-4.

HENIN (S.), 1982. – Erosion, pollution, système d'exploitation, de production et de culture, *Bulletin Technique d'Information*, n° 370-372, pp. 437-441.

HENIN (S), GOBILLOT (T.), 1959. – « L'érosion en France », *Bulletin Technique d'Information*, n° 50, pp. 431-433.

JULLIAN (P.), PICARD (J.), 1982. – *Les aspects économiques liés à la dégradation de la qualité des eaux due aux apports diffus*, groupe de travail « Activités agricoles et qualité des eaux », ronéo 53 p. + annexe.

KOLM (S.C), 1968. – *La théorie économique généralisée de l'encombrement*, Paris, SEDEIS, 82 p.

MORETAIN (J.-P.), BOISSEAU (J.), 1984. – « Les résidus d'antibiotiques dans le lait », *La revue française de la santé publique*, n° 25, pp. 42-62.

REBOUL (C.), 1986. – *Monsieur le capital et Madame la terre, Fertilité agromique, fertilité économique*, Paris, INRA-ESR, ronéo, document de travail, 220 p.

RICOU (G.), 1986. – in : *Agriculture et environnement*, Fédération française des sociétés de protection de la nature, Editions Syros, 319 p.

TRICARD (D.), GODET (J.-L.), GUENIFFEY (A.), 1982. – *Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine*, Cahier n° 1.

VENANT (A.), RICHOU-BAC (L.), 1984. – « Les résidus d'insecticides dans les denrées d'origine animale, Mise au point 1983 », *La revue française de la santé publique*, n° 25, pp. 4-18.

WALKER (D.J.), 1982. – "A damage function to evaluate erosion control economics", *Amer. Journ. Agric. Econ.*, nov., pp. 690-697.

WILLIAMS (R.), 1977. – « Plaisantes perspectives, invention du paysage et abolition du paysan », *Actes de la recherche en Sciences sociales*, n° 17/18, pp. 29-36.