
Pollution des sols

Problèmes économiques

Pierre Rainelli

INRA - Unité d'Économie et Sociologie Rurales de Rennes - 65, rue de St-Brieuc - 35042 Rennes cedex

RÉSUMÉ

La contamination des sols due à l'activité agricole, aux épandages de boues d'épuration et aux déchets d'origine industrielle devient aujourd'hui un problème préoccupant. En effet, cela se traduit par des impacts négatifs sur les activités dépendant directement ou indirectement de la terre, mais aussi sur la santé humaine et les écosystèmes. Les politiques économiques visant à une meilleure gestion du patrimoine sol supposent une évaluation des coûts et bénéfices sociaux liés à ces impacts. Les principales difficultés tiennent à l'estimation des bénéfices sachant que la santé et les écosystèmes sont des biens non-marchands, ce qui suppose le recours à des méthodes spécifiques. La première partie traite de ces questions.

La deuxième partie considère les pollutions provenant de l'activité agricole sachant que le recours croissant aux intrants polluants est lié au phénomène d'intensification, lui-même dépendant du soutien des prix. La troisième partie traite des pollutions ponctuelles et de la façon d'y remédier à travers les mécanismes de responsabilité. Une mise en parallèle des systèmes existant aux Etats-Unis et en France est effectuée.

Mots clés

Pollution agricole, pollution du sol, santé humaine, écosystème, problèmes économiques.

SUMMARY

SOIL POLLUTION : Economic problems

Soil contamination through mineral emissions from agriculture and through sludge applications and industrial discharges is now becoming a great concern. This contamination has a negative impact on activities directly or indirectly related to the soil, but it has also potential consequences for human health and the quality of the ecosystem. Any public policy requires the estimation of social and benefit costs of decreased soil contamination. But there are major difficulties to assess the resulting improvements in health and in a number of environmental methods. Specific methods must be used in these cases. The first section is devoted to this question.

The second section considers the question of soil contamination within the case of agriculture and provides a more detailed considera-

tion of the economics of use of polluting inputs when there is a high level of protection. The last section focuses on point pollution and liability mechanisms developed to compensate people after they have been injured and to get emitters to make careful decisions. The mechanisms put in place in the United States and in France are presented.

Key-words

Agricultural pollution, soil pollution, human health, ecosystems, economic problems.

RESUMEN

POLUCIÓN AGRÍCOLA : Problemas económicos

La contaminación de los suelos debida a la actividad agrícola, a los esparcimientos de los lodos de depuración y de los desechos de origen industrial se vuelve hoy un problema que preocupa. En efecto, eso se traduce por impactos negativos sobre las actividades dependiendo directamente o no directamente de la tierra, pero también sobre la salud humana y los ecosistemas. Las políticas económicas que encaran a una mejor gestión del patrimonio suelo supone una evaluación de los costos y beneficios sociales ligados a estos impactos. Las principales dificultades tienen a la estimación de los beneficios sabiendo que la salud y los ecosistemas son bienes no mercantiles, lo que supone el uso de métodos específicos. La primera parte trata de estas cuestiones. La segunda parte considera las poluciones proviniendo de la actividad agrícola sabiendo que el uso creciente de los aportes que contaminan está ligado al fenómeno de intensificación, el mismo dependiendo del sostén de los precios. La tercera parte trata de las poluciones puntuales y de la manera de remediar a través de los mecanismos de responsabilidad. Una puesta en paralela de los sistemas existiendo en los Estados Unidos y en Francia está hecha.

Palabras claves

Polución agrícola, polución del suelo, salud humana, ecosistemas, problemas económicos.

Jusqu'à récemment les problèmes de dégradation des sols ont été perçus essentiellement d'un point de vue quantitatif qu'il s'agisse des relations agriculture-forêt, agriculture-urbanisation, ou désertification. Mais le développement économique, à travers l'industrialisation et ses déchets, et aussi du fait de l'intensification de l'agriculture, pose un problème de nature qualitative. L'ampleur croissante des dégradations physiques, chimiques et biologiques remet en cause, au moins ponctuellement, le rôle de filtre, de support de vie et aussi d'outil économique que remplit le sol.

La première partie présente un schéma général d'analyse économique des sols intégrant les diverses sources de pollution et leurs impacts tant sur les activités, que sur la santé humaine ou les écosystèmes. Pour chacune de ces conséquences les problèmes d'évaluation sont évoqués.

La deuxième partie est centrée sur l'agriculture et décrit les mécanismes généraux à l'origine des pollutions. L'accent est mis sur l'intensification avec une analyse en termes d'intrants polluants.

Enfin, la dernière partie traite des pollutions provenant des secteurs non agricoles, activités domestiques et industrielles confondues. Pour ces pollutions à caractère ponctuel, les mécanismes juridiques et économiques de réparation et de préservation sont détaillés.

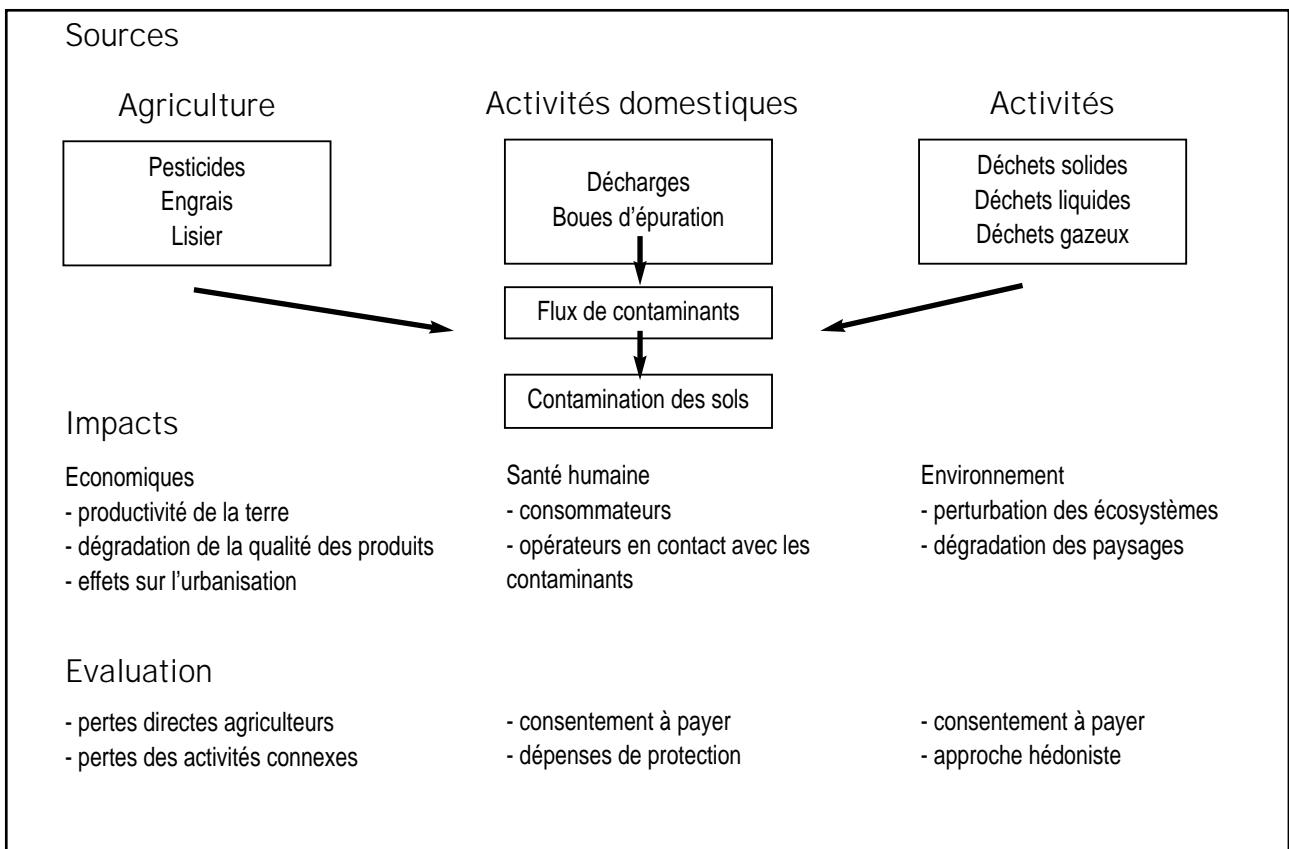
SCHÉMA GÉNÉRAL D'ANALYSE DE POLLUTION DES SOLS

Le figure 1 présente sous forme simplifiée l'origine des flux de contaminants et les impacts qu'ils provoquent. Ceux-ci sont enregistrés sous la rubrique « économiques », « impacts sur la santé humaine » et « impacts sur l'environnement ».

Impacts économiques

Sous cette première rubrique « impacts économiques », nous désignons par commodité les effets de nature marchande que l'on peut constater à travers les variations de prix sur le marché des biens. Cela concerne l'agriculture bien sûr, mais

Figure 1 - Les diverses formes de contamination des sols et leurs conséquences.
 Figure 1 - Sources of soil contamination and their consequences.



aussi toutes les activités nécessitant des terrains sains, comme le logement ou tout ce qui a trait à l'urbanisation. Les effets quant à eux sont directs, c'est à dire touchant les agents en relation immédiate avec les sols, agriculteurs et autres opérateurs, et indirects car ayant des conséquences sur des acteurs en relation avec ces agents.

L'évaluation des effets directs ne pose aucun problème spécifique puisqu'il s'agit de chiffrer les pertes d'entrepreneurs clairement identifiés. Mais lorsqu'on tente l'estimation des effets indirects les choses deviennent techniquement beaucoup plus complexes. Lorsqu'on a à faire à des chocs sectoriels limités on peut se contenter de recourir à des modèles d'équilibre partiel où le prix des biens n'est pas affecté. Mais dès que les conséquences sont sensibles, il faut utiliser des modèles d'équilibre général qui tiennent compte des diverses interrelations entre activités. Il s'agit d'outils assez lourds à construire.

Santé humaine

La rubrique santé humaine concerne les effets de la contamination des sols sur les personnes en contact direct avec les produits toxiques, ou les effets plus diffus sur les consommateurs des produits cultivés sur ces terres. Ainsi aux Etats-Unis, on s'aperçut en 1978, dans l'affaire Love Canal, dans l'État de New-York, que l'on avait construit une école, des terrains de jeu et un ensemble d'habitations sur l'emplacement d'une décharge de 21 000 tonnes de résidus chimiques dangereux (Revesz et Stewart, 1995).

La mesure de ces conséquences se fait en distinguant la mortalité de la morbidité.

D'un point de vue économique les premières approches aussi bien de la morbidité que de la mortalité, se référaient à la théorie du capital humain sur la base d'un coût d'opportunité associé à la mort ou à la maladie. En calculant le manque à gagner temporaire en cas d'arrêt lié à la morbidité, ou définitif, en cas de mortalité, on peut chiffrer les impacts sur la santé humaine. Les approches les plus récentes ont plutôt recours à l'économie du bien-être, et sont une application de la théorie du comportement en avenir incertain (Desaigues et Point, 1993). On cherche à définir le consentement à payer des individus pour réduire le risque touchant à la santé. Ou bien de manière équivalente on essaye de voir leur consentement à recevoir pour renoncer à une diminution du risque. Dans cette démarche, le bien sécurité est introduit dans la fonction d'utilité et la valorisation se fait en raisonnant en situation d'incertitude.

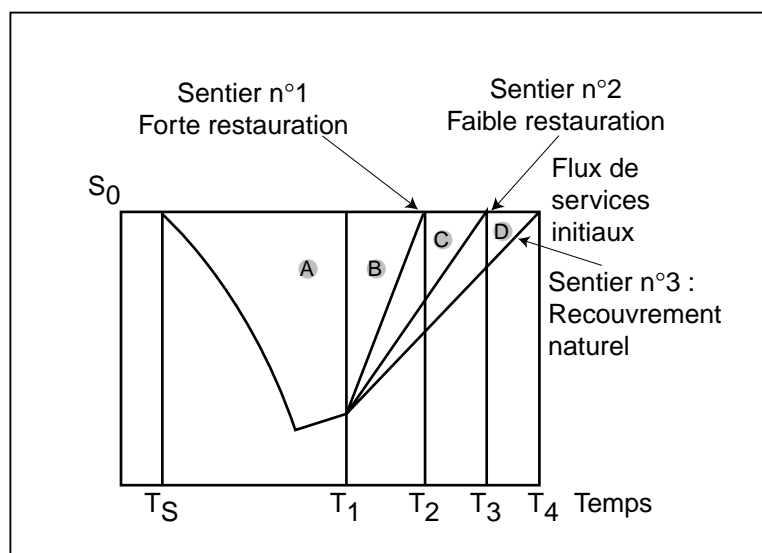
Les dépenses de protection constituent une autre méthode d'évaluation fréquemment

employée. Face à un produit susceptible d'avoir un effet indésirable en termes de santé, le consommateur peut d'une manière générale, soit subir l'externalité sans réagir, soit chercher à l'atténuer, notamment en se soignant, soit éviter complètement l'exposition au produit. Les deux dernières alternatives ne sont pas incompatibles et relèvent d'un comportement d'autoprotection. Dans ce cas, le consommateur engage des dépenses compensatoires en vue de réduire le risque de mortalité ou de morbidité. Des travaux assez détaillés basés sur ce type de dépenses ont été ainsi conduits aux Etats-Unis en vue d'étudier les effets de la pollution de l'air (Kenkel, 1994). Toutefois on montre que les estimations ainsi obtenues représentent la borne inférieure d'une « vraie » valeur obtenue par la méthode d'évaluation contingente où l'on a directement le consentement à payer des individus.

Environnement

L'évaluation de la perturbation des écosystèmes pose le problème du type de dommage pris en compte d'une part, et de la manière de les chiffrer d'autre part. En suivant l'approche utilisée aux Etats-Unis on peut se baser sur le coût de restauration en partant du flux de services produit normalement par l'écosystème en question dans des conditions normales. Ce flux correspond à la droite S_0 sur le figure 2. On suppose une altération brutale intervenant en un temps, T_s . La perte de services écologiques va être équivalente à l'aire entre la droite S_0 et la courbe de recouvrement qui interviendrait sans aucune intervention humaine (sentier n° 3) ; dans ce cas les dommages correspondent au total des aires A + B + C + D. Selon

Figure 2 - Restauration d'un écosystème perturbé
Figure 2 - Recovery rate of a disruption of an ecosystem



l'importance de l'action humaine en vue de restaurer l'écosystème, le total des pertes va différer, le retour à l'équilibre se faisant selon les sentiers 2 ou 1.

Toutefois, selon l'évolution naturelle de l'écosystème et selon le pas de temps envisagé le flux de services de base n'est pas forcément parallèle à l'abscisse. Remarquons par ailleurs qu'en cas d'irréversibilité l'aire tend vers l'infini.

L'évaluation des services, quant à elle peut s'envisager comme la compensation monétaire à procurer aux individus pour qu'ils retrouvent un niveau de bien-être équivalent à celui que l'écosystème fournissait avant son altération (Mazzota et al., 1994). Cette définition permet de voir en raisonnant à la marge dans quelle mesure il convient de participer à cette restauration. En effet on peut comparer le gain d'utilité fourni par le sentier 1 avec le coût pour y parvenir, et donc adapter les efforts.

En se basant sur la définition hicksienne de la compensation, les sommes à payer pour les services écologiques perdus doivent permettre de retrouver le même niveau d'utilité que ceux que l'on avait avant la perturbation :

$$U(P, Y, NR^0) = U[P(Y + C), NR^1]$$

où P est le vecteur des prix, Y le revenu, et C la compensation monétaire.

NR^0 est le vecteur des services fournis par l'écosystème avant altération

NR^1 est le vecteur des services fournis par l'écosystème après altération.

Ainsi, la compensation monétaire est la différence entre le niveau de revenu avant la modification de l'écosystème, et le niveau qui serait nécessaire après pour retrouver l'utilité initiale. Mais on peut définir une approche alternative où les actions réparatrices de l'écosystème fournissent un flux de services équivalents à ceux dont on enregistre la perte (Mazzota et al., 1994).

Les dégradations de paysage dues à une mauvaise utilisation des sols, à l'exploitation de carrières ou à l'accumulation des déchets peuvent être évaluées à l'aide de la méthode d'évaluation contingente. Ainsi, une étude faite dans la région rennaise montre que l'ouverture d'une carrière pour l'extraction du sable aurait des conséquences négatives notamment en raison de la perte de bien-être liée à la dégradation du paysage (Bonnieux et Le Goffe, 1995).

POLLUTION DES SOLS ET AGRICULTURE

En ce qui concerne la dégradation des sols, il convient de traiter à part le phénomène d'érosion. En effet, sous nos climats tempérés, ces phénomènes n'ont pas l'ampleur qu'ils connaissent en Afrique ou sur d'autres continents. Ainsi, aux

Etats-Unis au cours des années 80, on estimait les pertes à 10,5 tonnes par ha et par an (OCDE, 1991). L'incidence économique directe est assez faible, cette perte étant évaluée de 1 à 2 % des coûts de production agricoles (Crosson, 1991). Ces pertes de productivité peuvent être plus sensibles localement comme dans la région des Darling Towns en Australie avec des rendements de blé à l'hectare 5 fois supérieurs à la moyenne nationale et où la diminution de la couche de terre arable atteint 4 à 8 mm par an du fait de l'érosion (OCDE, 1991). En fait, ce sont les coûts externes qui sont plus significatifs avec le colmatage des retenues, les conséquences en termes d'eutrophisation et de MES quant à la production d'eau potable... Ces coûts sociaux sont environ 5 fois supérieurs à ceux subis par l'agriculture elle-même aux Etats-Unis. Globalement les coûts liés à l'érosion des sols sont évalués entre 5 et 18 milliards de dollars par an uniquement pour les eaux de surface, avec une part provenant de l'agriculture supérieure à 50 % (Ribaud, 1989).

La pollution proprement dite des sols est à relier au processus général d'intensification qu'il convient de définir en premier lieu. Puis nous verrons plus précisément ses formes dans le cadre de l'agriculture française.

Le processus général d'intensification

L'intensification est souvent entendue comme un processus conduisant à l'augmentation du produit par unité de surface. Mais, souvent, on se réfère aussi à la notion de quantités accrues de facteurs de production qu'on combine à une unité d'un autre facteur de production donné. En fait, ces deux conceptions sont équivalentes si on considère l'ensemble des facteurs de production par hectare avec une fonction de production homogène de degré un, et un comportement de maximisation de la part de l'agriculteur. Dans ce cas, en effet, la production est complètement répartie et égale à la valeur des facteurs mis en œuvre (Bonnieux, 1986). On peut alors écrire l'expression générale (Mahé et Rainelli, 1987)

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

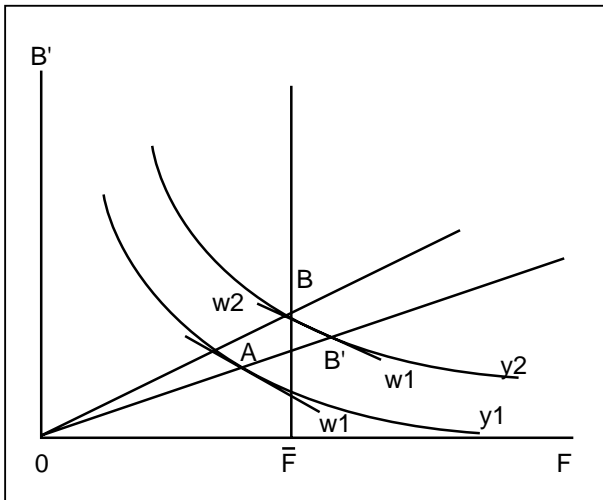
où Y représente la production

F le facteur foncier

T, le travail, K le capital, C les consommations intermédiaires et G, un agrégat de ces trois facteurs, ce qui permet une représentation graphique dans un plan (figure 3).

La figure 3 éclaire le fonctionnement du mécanisme d'intensification. Lorsque le niveau de production s'accroît, passant de Y_1 à Y_2 sous l'effet du progrès technique ou grâce à des prix garantis plus intéressants, on aboutit, comme le niveau de la SAU est fixé, à une augmentation du rapport G/F. Ceci a lieu pour un coût relatif des facteurs w inchangé. Sans cette contrainte foncière F on aurait pour le rapport de prix des facteurs w_1 la combinaison correspondant au point B'. Du fait de cette contrainte, on a la combinaison du point B avec un nou-

Figure 3 - Effet de la contrainte foncière sur l'intensification de l'agriculture



veau rapport de prix w_2 entre un foncier plus cher et l'agrégat G dont le prix est inchangé.

Du fait de l'existence de rendements décroissants, on va se trouver en présence de baisse de productivité comme l'indique la figure 4. Cette baisse de productivité se manifeste par l'écart entre la droite $k G/F$, qui correspond à des rendements constants, et la courbe Y/F traduisant l'existence de rendements décroissants. Comme ces derniers sont imputables en grande partie aux consommations intermédiaires, et notamment aux intrants polluants, cela se traduit par des pollutions. Celles-ci peuvent se formaliser sous la forme $E(G/F) = k(G/F) - Y/F$.

A cette fonction physique, on peut associer un système de valorisation qui permet d'avoir une fonction de dommage que l'on peut écrire :

$$D = D(G/F).$$

Il s'agit d'une fonction convexe à croissance accélérée.

L'intensification de l'agriculture française

Le processus d'intensification, tel qu'il vient d'être décrit avec le déplacement de la courbe Y_1 vers Y_2 (figure 3) a été fortement encouragé par la politique de soutien des prix aussi bien des produits que des facteurs de production. Pour ce qui est des premiers, la Politique Agricole Commune ou PAC a fortement favorisé les productions relevant du système de grandes cultures. Ainsi, avant la réforme de 1992 avait-on un taux de protection pour les céréales près du double du taux moyen : 64 % contre 34 % (Mahé et Tavéra, 1989).

Cette forte protection pour les céréales a conduit simultanément à un accroissement des surfaces et une course aux

rendements car ceux-ci réagissent assez bien aux variations de prix. Sur la période 1970-1992 en raisonnant sur des données agrégées, on montre que l'élasticité-prix pour les rendements en blé s'élève à 0,58. Cela a conduit à une hausse moyenne annuelle sur la période de 4,7 %. Sur ces bases, en supposant que les prix du blé aient été 30 % inférieurs, schéma correspondant à la réforme de la PAC, la hausse des rendements aurait été seulement de 3,3 % par an (Guyomard et al., 1994).

Cette augmentation des rendements a été obtenue par l'amélioration génétique, mais aussi par un recours de plus en plus important aux produits phytosanitaires et aux engrais. Globalement on met en évidence la très forte relation entre production céréalière, au sens large en incluant le maïs, exprimée en tonnage, et le volume de produits phytosanitaires (figure 5). Notons que l'on a exprimé la production céréalière en $t.$, en fonction de la consommation de pesticides en t^{-1} ($r^2 = 0,90$ contre un r^2 de 0,88 pour céréales en t et pesticides en t^{-1}).

Bien que les résultats statistiques soient inférieurs, on peut mettre en évidence (figure 6) le même type de relation entre production céréalière et consommation d'engrais (r^2 de 0,65 avec décalage d'un an comme pour les pesticides contre un r^2 de 0,60 sans décalage).

Une étude plus fine du comportement des céréaliers à partir de données de panel (Carpentier, 1995) révèle le caractère coopérant des deux facteurs de production : pesticides et engrais. Ceci s'explique par les conditions propres à la France où les techniques mises en œuvre ont permis d'atteindre des rendements assez proches de ce qui est possible. Le recours à

Figure 4 - Effets de l'intensification dans un contexte de rendements décroissants

Figure 4 - Consequence of the intensification when economics of scale are decreasing

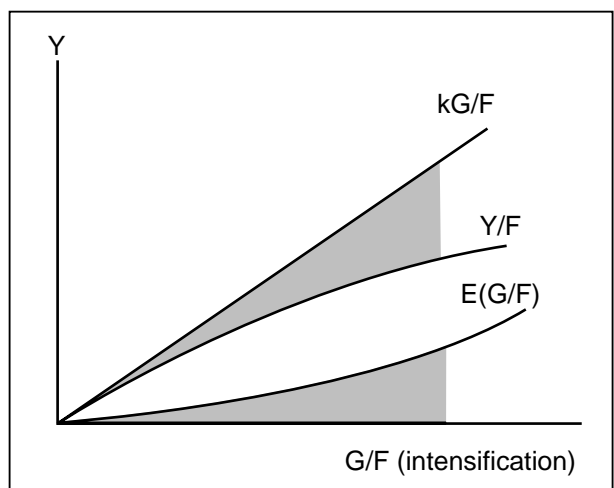
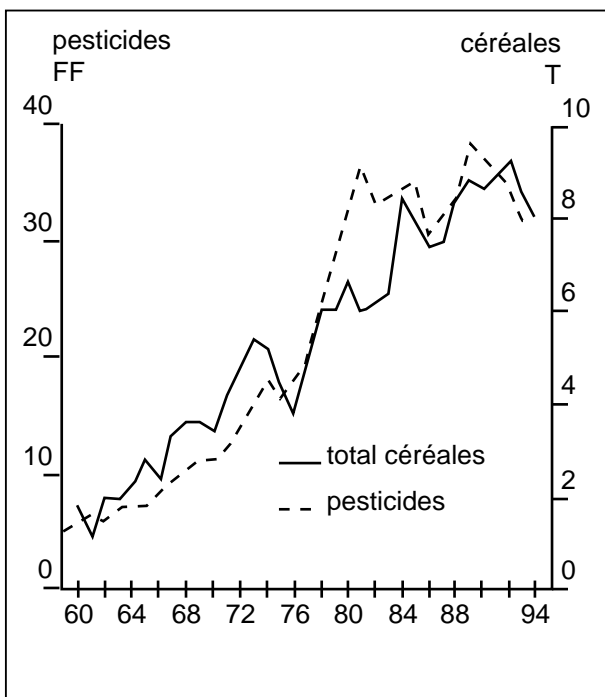


Figure 5 - Évolution France entière de la production céréalière (en tonnage) et la consommation de pesticides (en millions de F constants) de 1960 à 1993

Figure 5 - Production of cereals (in million tonnes) and consumption of pesticides (in 100 millions FF) from 1960 to 1993



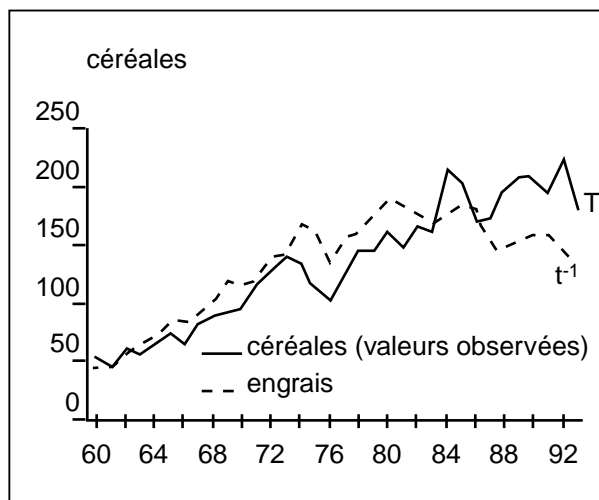
l'irrigation et l'emploi massif d'engrais ont fait sauter les verrous traditionnels, grâce aussi à la mise sur le marché de semences plus productives. Toutefois, cela a rendu les récoltes plus sensibles aux risques phytosanitaires d'où la nécessité de traitements importants.

Dans le domaine animal, essentiellement pour ce qui est du porc et des volailles, le développement de l'intensification ne tient pas à un prix favorable du produit lui-même mais à un faible coût de l'aliment compte-tenu des possibilités d'utilisation des produits de substitution des céréales et du corn-gluten-feed, et selon la conjoncture du soja. Cela a conduit à la concentration que l'on connaît, à proximité des infrastructures facilitant l'accès à l'aliment. On sait qu'aujourd'hui la Bretagne réunit environ 55 % de la production porcine française et 45 % des volailles. Les conséquences en termes de pollution des sols sont telles qu'un tiers environ des cantons de cette région sont en excédent structurel, c'est-à-dire avec un niveau d'azote d'origine animale, supérieur à 170 kg par ha, et cela indépendamment des doses d'engrais minéraux utilisées.

Outre les effets touchant aux tonnages d'azote et de phosphore dans le sol, puis dans l'eau, les quantités considérables

Figure 6 - Évolution France entière de la production céréalière (en tonnage) et la consommation d'engrais en t¹ de 1960 à 1993

Figure 6 - Production of cereals in million tonnes (in T.) and fertilizer consumption in t¹, from 1960 to 1993



de lisier épandues se traduisent par des apports significatifs de cuivre et de zinc dont l'association a des effets phytotoxiques connus. Certaines estimations faites au milieu des années 70 donnaient à penser que les doses limites seraient atteintes d'ici une centaine d'années (Coppenet, 1977). Or aujourd'hui, on constate que 30 % des échantillons de sol analysés en Bretagne dépassent la limite des 120 ppm, ce qui conduit à penser que les durées estimées par Coppenet devraient être divisées par 2 (Trollard, 1996, communication personnelle).

L'acuité des pollutions d'origine animale a conduit à la mise en œuvre du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) avec son premier volet pour les élevages d'une certaine taille. Ce programme prévoit l'aide de la collectivité à concurrence des deux-tiers pour financer les agriculteurs qui s'engagent à réaliser les aménagements des installations et améliorer les pratiques agricoles susceptibles de réduire les pollutions. Au total, 120 000 élevages sont concernés avec une intégration progressive à partir des plus gros. Le chiffrage initial pour la mise aux normes des seuls bâtiments conduisait à un montant de 7 milliards de francs. Des calculs plus précis par systèmes de production conduisent à des valeurs au moins deux fois supérieures pour des résultats environnementaux prêtant à discussion (Rainelli et al., 1996).

LES POLLUTIONS DES SECTEURS NON AGRICOLES

Lorsqu'on s'intéresse aux pollutions du sol par les secteurs non agricoles, on a tendance à se limiter aux pollutions ponctuelles, plus spectaculaires. Or, sur les 31 millions de tonnes de déchets ménagers, une fraction d'environ 5,5 % est compostée et se retrouve donc dans les champs (BIPE Conseil, 1995). Notons que le compostage des déchets ménagers diminue car la valorisation des ordures brutes est médiocre. On estime à 45 % la masse traitée non transformée. Par ailleurs, la qualité de certains composts a été mise en cause.

Mais les terres servent aussi au recyclage des boues d'épuration dont la masse va croissant, sachant que le nombre de stations est passé de 7 500 en 1982 à 11 600 en 1990 (IFEN, 1994). Les boues en provenance de ces stations atteignent aujourd'hui 865 000 tonnes dont 60 % environ se retrouvent dans la terre directement ou après compostage. La solution d'épandage est préférée par les responsables compte-tenu des écarts de coûts. Pour des installations traitant 20 000 tonnes par an, le coût unitaire de l'incinération est 2,36 fois plus élevé que pour le compostage (Le Bozec, 1994). Il est évident que le déversement direct dans les champs est encore moins coûteux quand il a lieu à proximité des villes. Pour les agriculteurs susceptibles d'utiliser sans contre-indications, ces produits une telle utilisation est avantageuse puisqu'elle permet de substituer des fertilisants gratuits à des engrais minéraux payants.

Au-delà des ordures ménagères et boues de toutes origines contribuant à la pollution diffuse, les sols subissent des atteintes plus localisées, mais parfois à fort potentiel de dangerosité. En laissant de côté les déchets radioactifs ou très particuliers, comme ceux provenant des hôpitaux, ces atteintes proviennent pour l'essentiel de sites industriels. On évoquera en premier lieu les coûts de décontamination de ces terrains, puis on verra quels mécanismes ont été mis en place pour résoudre ce type de problème.

Le coût de traitement des terrains pollués

En 1994, le Ministère de l'Environnement recensait 669 anciens dépôts de déchets industriels ou terrains pollués du fait d'une activité industrielle. A ce total, il convient de rajouter 700 sites exploités par Gaz de France où les usines à gaz ont laissé des résidus toxiques sous forme de goudrons et autres produits, ainsi que certaines anciennes stations service ou des installations de stockage d'hydrocarbures (IFEN, 1994). En termes de surface, on estimait en 1986 qu'il y a avait 20 000 ha de friches industrielles recouvrant les sites contaminés, mais englobant aussi des espaces autrefois lieux d'activité mais aujourd'hui à l'abandon et nécessitant une requalification paysagère (DATAR, 1991). Sur ces 20 000 ha, on pense que 10 % seulement pourront faire l'objet d'une récupération à des fins économiques.

Au démarrage de la politique de dépollution en 1989, les travaux de décontamination étaient vus seulement dans une perspective de prévention afin d'éviter que la pollution ne touche les eaux souterraines ou les parcelles voisines. Depuis, on s'est engagé dans la suppression de toute pollution, ce qui conduit à des coûts plus élevés. D'après l'union professionnelle des entreprises de dépollution des sols, ceux-ci varient de 300 à 1 000 francs du mètre cube (cité par Lévy, 1995). Gaz de France qui a entrepris de réhabiliter 467 de ses anciennes usines à gaz consacrera 2 milliards de francs sur 10 ans à cette tâche, ce qui correspond à environ 4,3 millions par site. A Angers, pour dépolluer et rendre constructible un terrain situé près du centre, Gaz de France a dépensé 9,3 millions de francs, soit quasiment le prix du terrain (Les Échos, 2 mai 1996).

Par rapport aux autres pays européens ayant une vieille tradition industrielle comme l'Allemagne ou le Royaume-Uni, la situation de la France n'est pas catastrophique. Par contre, aux Etats-Unis le problème a une ampleur considérable. On y trouve en effet 36 000 sites présentant un risque potentiel. Sur ce total, 2 700 nécessitent un traitement dont 1 300 ont un caractère prioritaire en raison de leur dangerosité (Reversz et Stewart, 1995). Le coût total pour les 1 300 emplacements prioritaires est chiffré à 100 milliards de dollars, ou plus. Comme l'indique le tableau 1, le coût unitaire varie considéra-

Tableau 1 - Coût moyen de réhabilitation d'un site en fonction de l'activité à l'origine de la pollution ou du type de site (en millions de dollars)

Table 1 - Estimated average clean up costs by type of site (\$ millions)

Pollution par l'amiante	12,7
Activité métallurgique	13,0
Activité manufacturière	13,5
Activité de galvanoplastie	14,0
Périmètre de captage des eaux	14,9
Recyclage par compostage	18,9
Activité de lagunage	24,9
Industrie électrique	26,4
Décharge	29,0
Pollution par hydrocarbures	32,3
Fuites de réservoir	34,4
Industrie chimique	41,1
Déchets d'origine radiologique	75,4
Activité minière	170,4

Source : Probst (1995).

blement selon l'activité à l'origine de la contamination : de 12,7 millions de dollars pour une pollution par l'amiante à 170,4 millions pour les activités minières.

Ce coût moyen de réhabilitation dépend de l'activité polluante et du type de zone contaminé, mais aussi du nombre de parties responsables du dommage. En effet, lorsqu'il y a plusieurs parties en cause il en résulte des procès, expertises... pour déterminer la répartition des charges, ce qui conduit à des coûts de transaction plus ou moins élevés. Pour un seul responsable ces coûts représentent 5 % du total, mais s'il y en a entre 2 et 10 on arrive à 20 % pour atteindre 30 % lorsqu'ils sont plus de 50, ce qui n'est pas exceptionnel (Probst, 1995). Cette question de la responsabilité est d'ailleurs au cœur des mécanismes mis en place pour tenter de juguler l'apparition de nouvelles contaminations des sols.

Les problèmes de responsabilité et la restauration des sols contaminés

Fortement marqués par l'affaire Love Canal de 1978, qui venait après d'autres événements du même ordre, les Etats-Unis ont voté en 1980 une loi générale sur l'environnement et l'indemnisation des victimes, le CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act). Un des éléments clés de cette loi est la création d'un fonds spécial (le « Superfund ») destiné à se donner les moyens de traiter les pollutions liées aux déchets dangereux. Ce fonds est alimenté par un système de redevances et par les responsables de ces déversements. Les redevances prélevées sur les produits pétroliers et chimiques sont complétées par un impôt sur le profit des sociétés.

C'est toutefois le système de responsabilité qui est le plus significatif, en ce sens qu'il définit des responsables potentiels à partir d'un régime de responsabilité stricte, conjointe et rétroactive, assez unique. Il concerne ceux qui sont à la source de la pollution, qui ont utilisé les produits dangereux, ou les ont stockés ou transportés, ainsi que les opérateurs chargés du traitement ou de l'enfouissement des substances en question (Ward et Duffield, 1992). Sont susceptibles d'être mis en cause les actuels propriétaires ou exploitants de l'installation, les propriétaires ou exploitants passés, et ceux qui ont transporté les substances et choisi le site.

Outre le caractère rétroactif, il convient de souligner le caractère conjoint de la responsabilité qui a même été élargi par les tribunaux. Ainsi la loi prévoyait une exonération du régime de responsabilité stricte, pour l'investisseur qui a simplement des garanties dans une entreprise ayant à faire avec des substances toxiques. Or, les juges fédéraux ont fait sauter cette réserve en 1990 dans le procès opposant le gouvernement fédéral à Fleet Factors. Cet établissement financier, qui détenait une hypothèque sur une société textile à l'origine d'une pollution chimique ayant fait faillite, a été condamné à

régler les frais de nettoyage du site (Kende, 1992). Par le simple fait qu'il détenait des garanties sur l'entreprise polluante, Fleet Factors a été jugé comme participant à la gestion financière du site, donc responsable de la pollution. Ce système de responsabilité très large et rétroactif a induit chez les industriels américains, mais aussi leurs assureurs, un syndrome dit de la "poche profonde", compte-tenu des conséquences financières de tout acte en relation directe avec le déversement des produits dangereux.

En France, où l'on ne s'est réellement préoccupé de restauration des sites qu'en 1989, comme on l'a vu, la notion de responsabilité est beaucoup moins étendue. D'après la loi du 15 juillet 1975, le détenteur responsable d'un déchet est aussi bien le producteur, tenu d'éliminer ses propres nuisances, que l'acquéreur du terrain pollué. Un arrêt de la cour administrative d'appel de Paris du 14 juin 1994 consacre la responsabilité aussi du propriétaire non exploitant (Deléglise, 1995). Dans cette affaire, la Société Civile Immobilière « Les Peupliers » avait racheté le terrain de la Société de récupération de métaux Récutil, terrain à l'abandon et contenant des parcelles imprégnées de PCB. Le préfet ayant pris un arrêté ordonnant à l'actuel propriétaire, la SCI « Les Peupliers » de dépolluer le terrain sous peine de faire exécuter les travaux d'office et à ses frais, l'affaire a été portée devant la cour administrative d'appel. Celle-ci a considéré que le préfet pouvait effectivement mettre en demeure conjointement et solidairement le propriétaire du terrain et l'ancien exploitant.

Notons que la loi du 13 juillet 1992 sur les installations classées prévoit que le vendeur a l'obligation d'informer l'acheteur de toute pollution existant sur le site, ce qui peut conduire les propriétaires désireux de vendre, de faire exécuter à leurs frais un audit d'environnement.

Mais ces diverses dispositions ne règlent pas la question des sites orphelins où l'on n'a aucun exploitant ou propriétaire à qui faire supporter les coûts de réhabilitation. Jusqu'en 1995, à la demande du préfet, on pouvait faire appel à des financements provenant à la fois de l'association Entreprises pour l'environnement (15 millions de francs) et du Ministère de l'Environnement (50 millions de francs en 1993 et 30 millions en 1994) (IFEN, 1994). Avec la loi Barnier du 19 janvier 1995 un fonds à caractère plus permanent a été créé, alimenté par une taxe sur les déchets industriels spéciaux devant rapporter 100 millions de francs en 1998 (Deléglise, 1995).

On voit donc une certaine convergence entre l'approche des Etats-Unis, et celle suivie en France dans le traitement du nettoyage des sites contaminés associant le régime de responsabilité et la création d'un fonds spécifique. Toutefois, le législateur français est resté bien en retrait par rapport au législateur américain dans la définition d'une responsabilité ayant à faire de près ou de loin à des déchets dangereux. Il est vrai qu'en France le problème des sites contaminés est loin d'avoir la même ampleur.

CONCLUSION

Dans le passé, les civilisations paysannes ont pu, du fait de la pression démographique, surexploiter localement les sols provoquant ainsi certaines dégradations. De nos jours, le phénomène a changé à la fois d'ampleur et de nature avec les nouveaux modes de culture et d'exploitation accompagnant le processus d'intensification. Les nouvelles règles du jeu mises en place avec la réforme de la Politique Agricole Commune visent entre autres à casser cette mécanique. En fait, on sait que la présence d'inefficacités techniques peut freiner la baisse des rendements. En effet, un choc tel que la baisse du prix des produits peut conduire les exploitants à chercher les meilleures combinaisons productives pour compenser la baisse de revenu, conduisant ainsi à un niveau d'intensification supérieur à celui attendu (Piot et al., 1995).

Mais, il se trouve que le sol permet aussi d'absorber au moindre coût des déchets provenant d'autres sources que l'agriculture avec notamment les ordures ménagères compostées, les boues des stations d'épuration, ou les déchets organiques provenant de diverses industries, dont le secteur agro-alimentaire. On peut alors avoir une concurrence dans l'utilisation des capacités de recyclage de la terre. Cette situation qui existait déjà ponctuellement à proximité des grandes agglomérations tend à prendre une certaine ampleur dans des régions confrontées aux fortes densités animales. Ainsi en est-il en Bretagne dans les Zones en Excédent Structurel, qui regroupent le tiers des cantons de la région, et où le développement, et même le maintien de l'activité agricole est conditionné par la possibilité de se débarrasser au moindre coût de ces excès d'effluent.

Outre les problèmes de pollution liés à la trop grande importance de fertilisants tant minéraux qu'organiques, on est en présence de contaminations dues aux métaux lourds et aux pesticides plus difficiles à gérer car ces polluants ont des conséquences à long terme mal connues. Sur la santé humaine, les seuils de toxicité sont difficiles à apprécier et on ne dispose pas de suffisamment d'études épidémiologiques. Sur la perturbation des écosystèmes, les choses sont encore plus floues compte-tenu de la multitude de réactions possibles en fonction des écosystèmes et des produits.

Même lorsqu'on cherche à évaluer les conséquences des pesticides et métaux lourds du point de vue des pertes directes des producteurs, on est démuné. Très peu d'études donnent des informations précises sur les pertes de rendement liées à la phytotoxicité. On cite le chiffre de 20 % dans le cas du maïs lorsqu'il y a des apports massifs de boues de stations d'épuration contenant du cadmium (Linster, 1991). En fait, les pertes avant d'être quantitatives sont qualitatives avec un risque de voir le produit final refusé pour non conformité par rapport aux normes alimentaires. Ainsi, certaines industries produisant des légumes de conserve exigent dans les contrats les liant aux

agriculteurs que ceux-ci ne reçoivent que des boues conformes à la norme AFNOR (Sterckeman, communication personnelle).

Le caractère diffus de la pollution avec des effets décalés dans le temps, et mal appréciés, ne permet pas d'envisager comme mode de régulation un régime de responsabilité comparable à celui existant pour les sites ayant subi des contaminations massives. On est réduit à mettre en place une politique de prévention basée sur des normes établies de la meilleure manière possible.

BIBLIOGRAPHIE

- BIPE Conseil, 1995 - Données économiques de l'environnement, Octobre.
- Bonnieux F., 1986 - Approche économique de l'intensification. *Économie Rurale* (171) : 9-15.
- Bonnieux F., Le Goffe Ph., 1995 - The improvement in the standard EIA by landscape valuation : the case study of a quarry in France. INRA-ENSA Rennes, 14 p.
- Carpentier A., 1995 - La gestion du risque phytosanitaire par les agriculteurs dans les systèmes de production intensive : une approche économétrique. Thèse de doctorat de l'EHESS. Paris, 434 p.
- Coppenet M., 1977 - Arrières-effets de l'épandage de fortes doses de déjections animales provenant d'élevages intensifs. Toxicité du cuivre et du zinc. Colloque franco-roumain sur les oligo-éléments. Bordeaux. Communication, 6 p.
- Crosson P., 1991 - Integration of agricultural and environmental publics in the United States : the case of soil erosion and soil conservation in dryland farming in Towards sustainable agricultural development. Michael Young ed. Belhaven Press.
- DATAR, 1991 - La réhabilitation des friches industrielles. La Documentation Française, Avril.
- Deléglise C., 1995 - Sols empoisonnés. Qui doit payer la dépollution ? *Études Foncières* (68), Septembre.
- Guyomard H., Herrard N., Le Roux Y., Mahé L., 1994 - L'accord agricole de l'Uruguay Round et la réforme de la Politique Agricole Commune. Rapport pour le Commissariat Général du Plan (rapport intermédiaire).
- IFEN, 1994 - L'environnement en France. Édition 1994-1995. Ifen-Dunod.
- Kende C. B., 1992 - Débordements judiciaires : l'affaire Fleet Factors, *Risque* (11) 37-38.
- Kenkel D., 1994 - Cost of illness approach in valuing Health for Policy : An economic approach. Tolley, Kenkel, Fabien eds. The University Chicago Press.
- Le Bozec A., 1994 - Le service d'élimination des ordures ménagères : Organisation - coûts - Gestion. Éditions L'Harmattan-CEMAGREF.
- Lévy F., 1995 - L'expropriation des terrains pollués. *Études Foncières* (68), Septembre.
- Linster M., 1991 - The impact of sewage sludge on agriculture in Youngs M. D. Ed : Towards sustainable agricultural development. Belhaven Press.
- Mahé L., Rainelli P., 1987 - Impact des pratiques et des politiques agricoles sur l'environnement. *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales* (4) : 9-31.
- Mahé L., Tavéra C., 1984 - Bilateral harmonization of EC and US agricultural policies. *European Review of Agricultural Economics* (15) : 327-348.

- Mazzota M., Opaluch J., Grigalunas T., 1994 - Natural Resource Damage Assessment. The role of resource restoration. *Natural Resources Journal* (34) 1 : 153-178.
- OCDE, 1981 - L'état de l'environnement, OCDE Paris.
- Piot I., Boussemart J. P., Dervaux B., Vermersch D., 1995 - Efficacité technique et gains potentiels de productivité des exploitations céréalières françaises. *Économie et Prévision* (117-118) 1/2 : 117-127.
- Probst K. N., 1995 - Evaluating the impact of alternative superfund financing schemes in Revesz and Stewart eds *Analyzing superfund : economics, science and law*.
- Rainelli P., Raould N., Vermersch D., 1996 - La maîtrise des pollutions d'origine agricole dans les élevages. *INRA Sciences Sociales* n° 4, Août.
- Revesz R. L., Stewart R. B., 1995 - *Analyzing superfund : Economics Science and Law*. RFF, Washington D.C.
- Ribaudo M., 1989 - Water quality benefits from the conservation reserve program. USDA. Economic Research Service. *Agricultural Economic Report* n°606.
- US General Accounting Office, 1995 - Superfund : Operations and maintenance activities will require billions of dollars. GAO/RCED, 95-259.
- Ward K., Duffield J., 1992 - *Natural resource damages : Law and Economics*. Wiley law publications.

Conclusion

Les sols sont, avec les milieux aquatiques et l'atmosphère, une des trois composantes majeures de la biosphère. A ce titre, ils ont joué et jouent en permanence un rôle déterminant dans l'apparition et le maintien de l'activité biologique et de la biodiversité à la surface de la planète.

Les sols, en raison de leurs caractéristiques très variables dans l'espace, de la diversité des processus qui s'y déroulent (de nature physique, physico-chimique et biologique), de leur position d'interface (avec l'atmosphère, le substrat géologique et les milieux aquatiques), exercent une multiplicité de fonctions, notamment de régulation et d'épuration. Ces dernières peuvent cependant être modifiées défavorablement par diverses formes d'agressions, liées aux activités agricoles, industrielles et urbaines.

Certes, on sait bien que les sols évoluent en permanence sous l'effet des facteurs naturels, mais les actions de l'homme, la manière dont il utilise et exploite les sols, peuvent avoir pour conséquence d'accélérer considérablement ces évolutions et de provoquer des dégradations difficilement réversibles, voire totalement irréversibles.

Afin de s'affranchir des contraintes qu'imposent les conditions naturelles, la tentation de considérer le sol comme un substrat inerte, que l'on peut artificialiser par un ensemble de techniques appropriées, a été très forte il y a une ou deux décennies.

Les problèmes émergents de pollution, d'érosion, d'altération de la qualité de l'eau, de risques pathogènes, ... ont progressivement imposé une autre vision du rôle des sols par rapport à la production agricole et à l'environnement. La protection et la conservation des sols sont ainsi devenues prioritaires dans le discours politique. Cela est heureux pour tous ceux qui ont œuvré depuis longtemps sur la base de leur seule conviction, pour maintenir une activité de recherche de haut niveau en science du sol.

Le présent forum a été l'occasion de rappeler différents aspects de ces recherches. C'est cet acquis qui permet aujourd'hui de fournir des connaissances, de proposer des démarches et des outils d'aide à la décision, pour rendre compatibles le maintien d'activités agricoles performantes (ou d'autres activités économiques) et la conservation ou l'amélioration du véritable patrimoine collectif que constituent les sols.

Jean MAMY

Directeur Scientifique du Secteur Environnement Physique et Agronomie

