



HAL
open science

Fonction de dommage à l'environnement et pollution par les nitrates d'origine agricole

Francois Bonnieux, Pierre Rainelli

► **To cite this version:**

Francois Bonnieux, Pierre Rainelli. Fonction de dommage à l'environnement et pollution par les nitrates d'origine agricole. Nitrates - Agriculture - Eau, Nov 1990, Paris, France. hal-01594149

HAL Id: hal-01594149

<https://hal.science/hal-01594149>

Submitted on 4 Jun 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

387134

Nitrates, agriculture, eau. Paris, 7-8 novembre 1990.

I.N.R.A. - RENNES
28 NOV. 1990
ECONOMIE RURALE
BIBLIOTHEQUE

Fonction de dommage à l'environnement et pollution par les nitrates d'origine agricole

F. BONNIEUX, P. RAINELLI

INRA, Station d'Economie et de Sociologie rurales,
65, rue de St Brieuc. 35042 Rennes Cedex, France

RESUME

La definition de la pollution pour les economistes n'est pas la meme que celle retenue par les biologistes. En économie on l'analyse comme un coût externe qui se manifeste lorsqu'un ou plusieurs individus ont une perte de bien-être. Cette externalité n'a pas à être totalement éliminée car il y a un niveau optimal de pollution pour lequel le bénéfice social net est maximum.

Le cadre d'analyse est présentée à partir d'un modèle simple concernant un bassin versant avec deux types d'agents, les pollueurs et les pollués. Pour les premiers on considère un producteur de porc situé en amont et dont les effluents sont à l'origine d'une pollution de l'eau par les nitrates. Pour les pollués on considère une usine de traitement de l'eau qui subit un coût supplémentaire et un ménage ayant des pertes d'amenité. La façon d'arriver à l'optimum social est présentée avec quelques éléments chiffrés.

SUMMARY

Environmental damages and nitrate
Pollution from the farm sector

Economists tend to define pollution differently to scientists. For the economist pollution is an external cost and occurs only when one or more individuals suffer a loss of welfare. He or she does not typically recommend the elimination of externality because he or she argues there is an optimal level of pollution for which net social benefits are maximum.

The basic issues are captured in a simple model of a river basin. It involves two categories of economic agents, the polluters and the polluted. For the former we consider an upstream pig farm which discharges waste into the river causing some nitrate contamination. For the latter we consider two cases, a water treatment plant which leads to extra costs and a household who suffers amenity losses. Market achievement of optimal pollution is briefly discussed and provisional figures for the damages incurred by the water treatment plant and the household are provided.

INRA ESR
REN-FB
N°54

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
Station d'Economie et Sociologie Rurales
DOCUMENTATION
65, Rue de St Brieuc
35042 RENNES CEDEX
Tél. : 99.28.54.08 et 09

Compte tenu du volume atteint par les pollutions azotées provenant de l'agriculture, il devient légitime de s'interroger sur le montant des dommages causés à la société. Les chiffrer suppose que l'on ait à la fois un cadre théorique adéquat, et des données pertinentes. Faute de ces dernières notre réflexion sera centrée sur le type d'approche susceptible de guider une politique générale de gestion des ressources.

Une première partie est consacrée aux principes généraux qui sous-tendent l'évaluation des dommages dans la situation envisagée. Dans la deuxième partie le raisonnement a pour cadre un bassin versant dans lequel se trouvent trois catégories d'agents : producteurs de porcs, usine de traitement de l'eau et ménages. Un modèle théorique simplifié du bassin versant est alors présenté.

I. PRINCIPES GENERAUX D'EVALUATION

L'évaluation des dommages a pour objectif la mise en place de mécanismes correctifs, ceci dans une perspective d'optimum collectif. Le premier point est consacré à cet aspect. Mais dans le cas qui nous préoccupe le calcul des dommages passe par une étude des variations des usages de l'eau, car c'est à travers cette ressource que les effets des pollutions azotées se manifestent en priorité. En effet, l'eau en tant que facteur de production subit des dégradations du fait des nitrates dont les effets sont envisagés dans un second point. L'eau est aussi, dans le cas des activités récréatives, un bien public dont l'alteration pose des problèmes d'évaluation abordés dans le troisième point.

1.1. L'optimum collectif

Le rôle premier de l'agriculture dans la société est la production à partir d'un ensemble de facteurs de biens pour l'alimentation. Parmi ces facteurs figurent des ressources naturelles, essentiellement terre et eau utilisées à la fois comme inputs et comme réceptacles. Collectivement la société a intérêt à une augmentation de la production tant que les avantages qu'elle en retire sont supérieurs aux inconvénients.

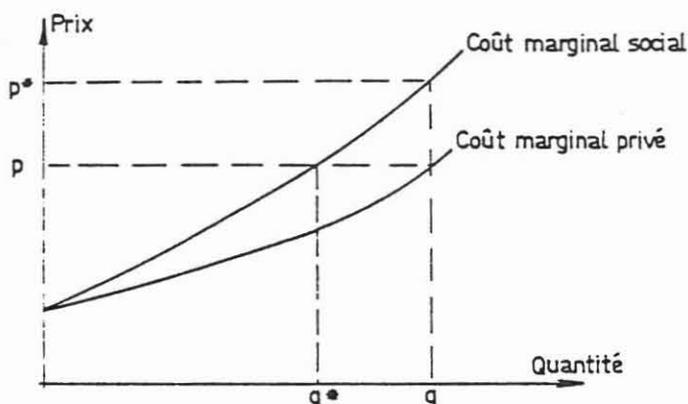
Or aujourd'hui les effets de l'intensification font que l'accroissement de la production a des retombées négatives pour la société. Il y a un écart entre le coût social marginal et le bénéfice social marginal. En situation optimale, la demande de chaque bien, qui représente le prix que les consommateurs sont prêts à payer pour une unité supplémentaire, est égale au coût marginal de fabrication de ce bien. Ce coût représente la mobilisation supplémentaire de ressources que la société accepte pour ce faire.

Quand le coût de production d'un entrepreneur n'inclut pas toutes les dépenses réellement imputables à la fabrication d'un produit, son coût marginal privé est évidemment inférieur au coût marginal social (cf. graphique 1). La maximisation du profit par égalisation entre coût marginal privé et prix p du marché conduit à une production q . Or pour la société c'est l'égalisation entre coût marginal social et prix p qu'il faut considérer. Auquel cas les quantités s'établissent à q^* inférieur à q .

Au niveau de production q l'optimum collectif est atteint avec un prix correspondant à la mobilisation réelle des ressources pour produire ce bien. Il

s'établit en p^* supérieur à p , et la différence entre ces deux prix équivaut aux dommages supportés par les autres agents pour ce niveau de production q .

Graphique 1. Optimum privé et optimum social



Dans le cas qui nous intéresse l'écart entre coût privé et coût social tient au fait que le coût réel de production de l'agriculture ne tient pas compte des facteurs de production, type biens d'environnement, utilisés. Ainsi la possibilité de polluer n'est assortie d'aucun coût. Une des causes fondamentales de cette utilisation gratuite vient de l'inexistence de droits de propriété (cf. Koim, 1986).

Tant que le producteur n'est pas installé ou pollue peu, il n'y a pas de problème de droit à l'eau pure. Mais quand les dommages prennent une certaine ampleur, face à une demande croissante de qualité de l'environnement, les choses basculent. Il y a eu création d'une rente de qualité sans propriétaire clairement reconnu et identifié. En l'absence de règle précise, le poids économique des producteurs fait que il y a une allocation de fait du droit à utiliser l'eau pure pour ceux qui dégradent l'environnement, et non pour ceux qui en pâtissent.

Le principe pollueur-payeur prôné par l'OCDE, reconnu dans le "livre vert" de la Commission des Communautés Européennes, implicite dans la loi sur l'eau de 1964, vise par un autre moyen à faire en sorte que le coût privé s'aligne sur le coût social.

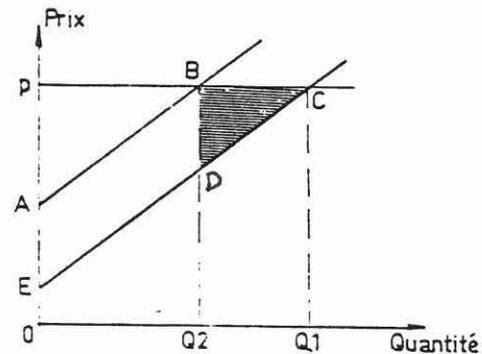
Ce qu'il faut noter, c'est qu'en théorie du moins, les deux systèmes, attribution de droits de propriété et principe pollueur-payeur aboutissent au même résultat en termes de pollution. Mais ils diffèrent par leur incidence sur la répartition des revenus.

1.2. L'eau facteur de production

En tant que facteur de production l'eau intervient dans le processus de production d'un point de vue essentiellement quantitatif lorsqu'il s'agit d'opérations banales comme le lavage des cuves ou l'irrigation. Mais dans d'autres cas sa qualité est un élément essentiel. Ainsi, l'eau de contact alimentaire doit respecter les mêmes normes que l'eau potable, donc tout accroissement de la teneur en nitrates entraîne des coûts supplémentaires. Ces coûts concernent bien sûr l'entreprise considérée pour laquelle on va constater un déplacement de la courbe d'offre. Mais ils vont avoir aussi des répercussions en aval sur le marché des produits fabriqués, et vers l'amont par le biais de la demande de facteurs de production.

La présentation des effets d'une dégradation de la qualité de l'eau sur l'entreprise qui utilise directement ce bien peut s'analyser à partir d'un exemple simplifié. Pour des cas plus compliqués nous renvoyons à Freeman (1979, p.62-68 et 1985 p. 261-264). Le graphique n°2 montre que la baisse de qualité a pour effet un déplacement de la fonction d'offre de la firme représenté par l'accroissement du coût marginal de Cm_1 à Cm_2 .

Graphique n°2. Effet sur l'offre de la firme qui subit une dégradation de la qualité de l'eau



En raisonnant sur un marché où l'entreprise a un poids négligeable on a un prix du produit fabriqué OP qui reste constant. La hausse du coût marginal de Cm_1 à Cm_2 se traduit par une diminution des quantités vendues qui regressed de OQ_1 à OQ_2 . Les dommages sont alors mesurés par la diminution du surplus du producteur, mesurée sur le graphique par l'aire $ABCE$ qui se décompose en deux parties

$$ABCE = ABDE + BDC$$

La première composante ($ABDE$) correspond à l'accroissement du coût de production lorsqu'on produit OQ_2 . La seconde (BDC) traduit la rente perdue par la firme à la suite de la baisse de production enregistrée.

Quant à savoir qui au bout du compte supporte le dommage il convient de distinguer selon la situation de l'entreprise sur le marché. Dans le cas illustré par le graphique le faible poids de la firme, fait qu'une baisse de production la concernant n'a aucune répercussion au niveau de l'offre de la branche. Le prix ne change pas et le consommateur n'est pas touché. Dès que

cette hypothèse n'est plus vérifiée, le consommateur subit une partie des dommages par suite d'une augmentation des prix consécutifs à la baisse de l'offre. L'importance de cette augmentation va dépendre de l'élasticité de la demande.

Pour une baisse de production limitée on peut faire un raisonnement analogue quant aux répercussions en amont et considérer que les dommages sont intégralement supportés par la firme touchée. Dans ce cas, la baisse du profit en fournit une estimation correcte. Mais si la dégradation de la qualité de l'eau touche une grosse entreprise, ou concerne une fraction importante de la branche, il est clair que les fournisseurs seront également touchés.

On voit que l'importance des dommages et leur répartition parmi les agents économiques sont étroitement liées à la structure des marchés aussi bien en aval, qu'en amont.

1.3. L'eau à usage récréatif

Un plan d'eau à usage récréatif a les caractéristiques d'un bien public. En l'absence de tout système de péage les services fournis par cette étendue ne font pas l'objet de transactions sur un marché. Les prestations qu'elle procure à chaque instant ne sont pas modulées. Ainsi, tous les visiteurs bénéficient du même niveau de service, et s'il n'y a pas d'encombrement aucun visiteur n'est exclu de cette consommation. Par contre, le prix que chacun d'eux attache au site peut varier en fonction de ses préférences. On a donc une situation inverse de celle qui existe pour les biens privés où l'on a un seul prix, mais des quantités variables pour chaque individu.

Pour déterminer le prix spécifique à chaque utilisateur on tient compte du fait que la qualité de l'environnement est un élément important du bien-être individuel et toute dégradation du patrimoine naturel est ressentie comme une perte. On peut alors admettre que le consommateur est capable de faire des arbitrages entre biens privés qui ont un prix, et biens publics pour lesquels il n'y a pas de marché donnant un prix.

Si l'excès d'azote dans un plan d'eau à usage récréatif s'accompagne de la présence de phosphore, des phénomènes d'eutrophisation apparaissent (Sébillotte 1988, p. 315). La qualité initiale A se dégrade passant en B. Face à cette modification le visiteur rationnel va implicitement considérer la situation A comme correspondant au droit à un environnement de qualité.

Si ce droit à l'environnement de qualité est reconnu, le consommateur estimera devoir bénéficier des services que procure une nature non polluée. Ne les ayant plus cela nécessite une compensation et la question est de savoir quelle est la somme d'argent exacte qui compenserait cette perte de bien-être. En d'autres termes, quelle est la disponibilité du visiteur à vendre son droit à l'environnement pour les agréments qu'il en tire.

Si le droit à l'environnement de qualité n'est pas reconnu le consommateur a pour niveau de référence, le bien-être correspondant à la situation B. La question est alors de savoir quelle somme il accepterait de donner pour bénéficier des services attachés à un plan d'eau agréable. Ou autrement dit quelle est sa disponibilité à acheter le droit à l'environnement de qualité (consentement à payer).

Bien que consentement à payer et à vendre soient différents on peut négliger l'écart entre les deux dans le cas où l'on a de petites variations de

qualité, ou lorsque les sommes en jeu sont relativement faibles par rapport au revenu.

Pour déterminer les dommages subis par les visiteurs à la suite d'une dégradation il faut de toute façon que la demande existe. Le problème consiste ensuite à obtenir par des moyens détournés des informations sur cette relation de demande. Comme il n'y a pas de marché de ces services et donc d'enregistrements de prix et de quantités on est conduit à utiliser des méthodes indirectes. Celles-ci peuvent être classées en trois catégories.

Dans la première on utilise les relations de complémentarité ou de substitution entre environnement et biens marchands. A partir d'observations concernant des biens pour lesquels existe un marché on déduit la demande d'environnement. Tel est le cas de la méthode du coût de déplacement où l'on part de la constatation qu'il faut engager des dépenses et consacrer du temps pour bénéficier des services récréatifs d'un site. Les variations de ces variables permettent donc d'estimer la demande pour ce site. Une dégradation de qualité de l'espace étudié se mesurera à partir des modifications de la demande et de la variation du surplus du consommateur.

Dans le deuxième type d'approche on a recours à des enquêtes auprès des visiteurs et l'on essaie par voie expérimentale d'amener les individus à révéler leurs préférences, et de là leur consentement à payer. Ces méthodes d'usage plus récent reposent sur des données hypothétiques et non des résultats observés. De ce fait, les résultats obtenus sont difficiles à apprécier et leur généralisation est problématique.

Enfin, on a des méthodes fondées sur les variations de valeurs foncières. L'observation du prix des maisons a été ainsi utilisée pour valoriser un front de mer, un bord de lac ou de rivière. Elle a été aussi employée pour estimer la qualité de l'air dans de grandes agglomérations sujettes à la pollution atmosphérique. Certes, il est assez facile de montrer à partir d'une relation statistique que la qualité de l'environnement influe significativement sur les valeurs foncières. Mais le passage à un prix et à un calcul de dommages soulève des problèmes théoriques.

2. MODELE SIMPLIFIE D'UN BASSIN VERSANT

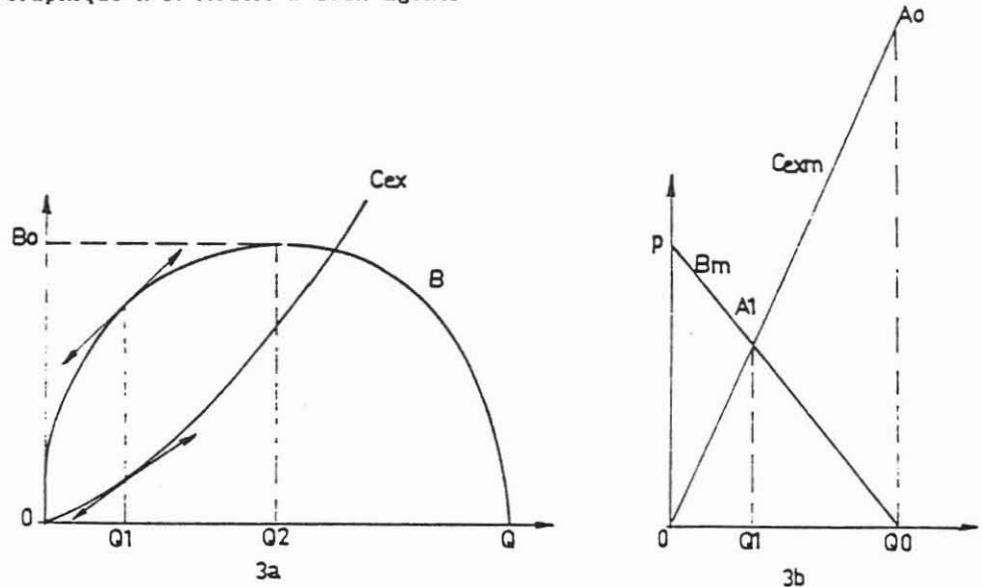
Afin d'illustrer les concepts et méthodes évoqués dans la première partie nous allons envisager un modèle simplifié avec trois catégories d'agents économiques : l'éleveur de porcs, qui pourrait tout aussi bien être un céréalier ou un producteur de légumes de plein champ, la firme chargée de fournir l'eau potable, et le consommateur. Ces trois parties sont situées dans le même bassin versant, de sorte que l'agriculteur crée une externalité négative supportée aussi bien par l'usine d'eau, que les habitants.

La présentation du modèle est faite d'abord dans le cas de deux agents. Puis on considère l'ensemble des partenaires. Enfin on donne quelques éléments chiffrés permettant de voir quels sont les impacts d'une dégradation de l'environnement de ce type.

2.1. L'agriculteur et l'usine de traitement de l'eau

On supposera que l'essentiel de la pollution agricole du bassin versant est due à un atelier porcin produisant le volume Q au prix unitaire du porc p . La courbe de coût variable, fonction de Q est représentée par une branche de parabole. Si l'on choisit convenablement les unités le coût vaut alors Q^2 et le bénéfice B de l'atelier vaut $B = pQ - Q^2$ (cf. graphique 3a).

Graphique n°3. Modèle à deux agents



Sachant que les nuisances sont liées à la production porcine et augmentent plus que proportionnellement on peut représenter les émissions polluantes E par la fonction $E = e Q^2$ où e est un paramètre positif. Le coût d'épuration C d'une quantité donnée d'eau potable est une fonction croissante des émissions

$C = a + bE$ où a et b sont deux paramètres positifs.

La production porcine engendre donc des coûts externes C_{ex}
 $C_{ex} = b E = b e Q^2$

Le graphique 3a donne une représentation de ces coûts externes. En l'absence de contraintes environnementales l'agriculteur n'en tient pas compte, et son niveau optimal de production s'établit en $Q_0 = p/2$, là où son bénéfice privé est maximum.

Le graphique 3b visualise le bénéfice marginal B_m qui est égal à $p - 2Q$ et le coût externe marginal C_{exm} qui équivaut à $2beQ$. On voit que pour la quantité Q_0 le bénéfice marginal est nul et le coût externe marginal est égal à $Q_0 A_0$. Le bénéfice total de l'agriculteur est mesuré alors par l'aire OPQ_0 et le coût externe total par l'aire $OA_0 Q_0$.

Au niveau Q_0 on a bien l'optimum privé du producteur de porc, mais on est éloigné de l'optimum social puisqu'on ne tient pas compte des externalités

subies par l'usine de traitement de l'eau. Pour le montrer il suffit d'intégrer les deux activités économiques et alors l'optimum social s'établit à :

$$B - C_{ex} = p Q - Q^2 - b_e Q^2$$

cette quantité est maximale pour $B_m = C_{exm}$ avec

$$Q_1 = p/2 (1+b_e) < Q_0$$

Sur le graphique 3a le niveau de production Q_1 correspond à l'écart maximum entre les courbes B et C_{ex} . Sur le graphique 3b cette valeur apparaît au point d'intersection A_1 des courbes du bénéfice marginal et du coût externe marginal.

Le passage de Q_0 à Q_1 a pour effet une diminution du bénéfice privé de l'agriculture mesurée par l'aire $Q_1 Q_0 A_1$ et une baisse des coûts externes équivalant à $Q_1 Q_0 A_0 A_1$. Au total il y a un gain collectif égal à $A_0 A_1 Q_0$.

Un raisonnement identique peut être conduit en supposant que les deux agents en présence sont d'une part l'agriculteur, et d'autre part les consommateurs envisagés globalement comme un seul individu. Leur bien-être exprimé en termes d'utilité est une fonction croissante du revenu Y , qui est un paramètre, et décroissante des nuisances. On peut l'écrire

$$U = Y^{1/2} - E^{1/2}$$

En l'absence de nuisances, le bien-être des habitants est égal à $Y^{1/2}$ qui sert de niveau de référence. Les dommages subis sont donc évalués en se basant sur l'acceptation d'une baisse de bien-être. Il s'agit alors d'estimer un consentement à vendre (CV), le droit à un environnement non pollué tel que

$$(Y + CV)^{1/2} - E^{1/2} = Y^{1/2}$$

Le versement de cette somme permet en effet de restaurer le niveau initial d'utilité quand on a des émissions polluantes E . Un calcul simple permet de calculer CV en fonction des paramètres et du niveau de production :

$$CV = eQ^2 + 2 (eY)^{1/2} Q$$

ainsi que le consentement marginal à vendre

$$CV_m = 2eQ + 2 (eY)^{1/2}$$

Les fonctions CV et CV_m sont analogues aux fonctions CE_x et CE_{xm} (coût externe). Le modèle avec l'agriculture et l'usine d'eau potable s'applique de la même manière et l'égalisation de CV_m et de B_m permet de définir un optimum de production Q_2 inférieur à Q_0 . L'écart entre Q_1 et Q_2 dépend évidemment des valeurs respectives de CE_{xm} et CV_m .

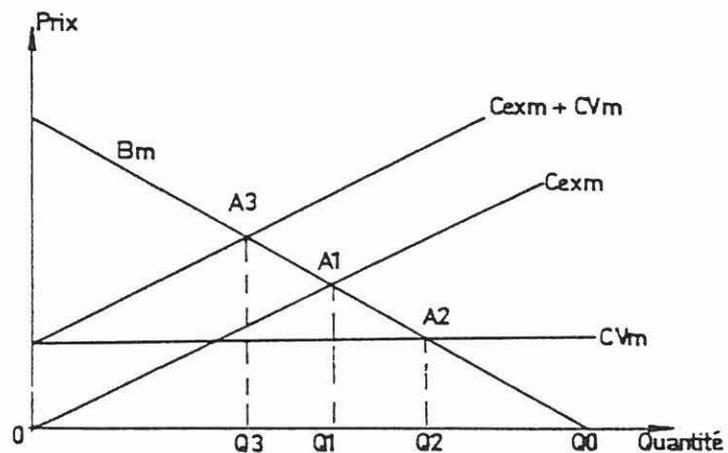
Coase (1960) a proposé une procédure incitant le pollueur et le pollué à négocier de façon à atteindre l'optimum social Q_1 ou Q_2 . Les concessions faites par l'un ou l'autre dépendent de la position de départ, c'est-à-dire de l'état des droits de propriété. En raisonnant par rapport à Q_1 , si l'agriculteur a un droit d'usage sur l'environnement il fixe son niveau de production en Q_1 sans tenir compte des externalités négatives pour les autres. Le producteur d'eau potable doit alors lui verser une compensation égale à $Q_1 Q_0 A_1$ (graphique 3b) pour qu'il réduise son niveau en Q_1 . Mais si l'usine de traitement a un droit à l'eau pure c'est le pollueur qui devra accepter une perte de $OQ_1 A_1$. On voit donc l'importance que revêt la situation de départ en termes de droits de propriété.

Par ailleurs, dès que les sommes mises en jeu sont importantes la contrainte budgétaire propre à chaque agent va entraver le processus de négociation. Il faut voir aussi que le raisonnement à partir de deux agents est une simplification importante car dans la réalité on a évidemment plusieurs producteurs et de nombreux consommateurs. Outre les coûts de transaction cela soulève d'autres problèmes qui font l'objet du point suivant.

2.2. Prise en compte de l'ensemble des partenaires

L'extension de l'analyse précédente à l'ensemble des partenaires du bassin versant soulève une difficulté majeure qui tient à la nature des nuisances. Comme il s'agit d'un bien public elles ne se partagent pas entre les agents, mais elles s'additionnent. On a à la fois un surcoût pour l'épuration de l'eau et une perte de bien-être pour les habitants, ce qu'exprime le graphique n°4 où figurent le bénéfice marginal (B_m) de l'agriculteur, les coûts externes marginaux (C_{exm}) et le consentement à vendre marginal (CV_m).

Graphique 4. Modèle à trois agents



Dans le graphique 4 on retrouve l'optimum privé Q_0 et l'optimum social Q_1 du graphique 3. On a fait ici l'hypothèse que le consentement à vendre marginal augmentait faiblement avec la production et que les pertes de bien-être étaient limitées. Il s'en suit une valeur de Q_2 comprise entre Q_1 et Q_0 .

La prise en compte de l'ensemble des agents conduit à raisonner sur la somme des dommages, c'est-à-dire $C_{exm} + CV_m$. L'optimum social est alors en A_3 avec un niveau de production Q_3 inférieur à Q_1 .

Contrairement à la situation avec deux agents, il n'y a pas ici d'incitation à négocier et donc à rechercher l'optimum social. En effet, si les agriculteurs ont un droit d'usage sur l'environnement aucun des autres agents n'a intérêt à faire une proposition. Si les habitants offrent une compensation, le nouvel équilibre se situe en Q_2 et l'usine de traitement de l'eau bénéficie de la diminution de pollution dans la proportion de $A_2 Q_2 Q_0$ sans avoir rien déboursé. Si le producteur d'eau potable verse une somme correspondant à l'aire $A_1 Q_1 Q_0$ la production porcine baissera jusqu'en Q_1 sans que les habitants aient en rien participé. Nous sommes ainsi dans la situation du passager clandestin.

Si à présent on reconnaît un droit à une nature exempte d'atteintes, le pollueur devra verser des compensations aux agents subissant des pertes de production ou d'aménités. Dans le cas examiné précédemment (graphique 4) l'usine d'eau est plus touchée que les consommateurs. Le producteur de porcs va se contenter de verser la somme nécessaire pour arriver à l'état A_1 . Il n'a donc aucune raison de dédommager les habitants. De la même manière si les consommateurs sont plus lésés que l'usine d'eau, c'est-à-dire si Q_1 est entre Q_2 et Q_0 , le producteur de porcs dédommagera seulement les habitants.

Dans un cas comme dans l'autre sur les deux agents touchés par la pollution, un seul perçoit une compensation, ce qui va entraîner un conflit entre les pollués. De toutes façons on n'arrive jamais à l'optimum social (position A_3).

Les dommages dus à l'activité agricole mettent en cause de nombreux agents, ce qui nécessite, pour y remédier, l'intervention d'une personne morale, du type Agence de Bassin. Les mesures susceptibles d'être mises en oeuvre sont diverses : redevances, normes, subventions. Sans discuter de leur intérêt respectif (Bonnieux et Rainelli, 1989) il convient d'insister sur l'importance des mesures incitatives, contrairement aux normes qui risquent de bloquer les situations et de freiner la diffusion des innovations. Ainsi dans le cas de la production porcine des progrès touchant à l'alimentation et aux techniques d'épandage sont possibles. En réduisant le niveau des pollutions de tels progrès rendent possible un accroissement de la production socialement optimale.

2.3. Quelques éléments chiffrés

Les arguments de la fonction de dommage à l'environnement attribuables aux nitrates d'origine agricole sont, comme on l'a vu, nombreux et de nature complexe. De ce fait leur évaluation est délicate et il existe très peu de travaux empiriques donnant au moins des ordres de grandeur. Tout au plus peut-on avoir quelques éléments partiels. C'est pour cela que le travail de Hanley, (1989) est intéressant car il propose une estimation de la perte de bien-être d'une population desservie par une eau potable trop chargée en nitrates. En effet, dans la région étudiée (East Anglia) une part importante de la population est desservie par une eau potable dépassant la norme communautaire des 50 mg de nitrates par litre.

La méthode employée pour chiffrer la perte de bien-être est expérimentale puisque les individus ont été directement interrogés sur leur consentement à payer pour disposer d'une eau satisfaisant aux normes de potabilité, au sens de la directive européenne. L'enquête, de type postal, a concerné un échantillon aléatoire de 400 ménages. Toutefois, 136 réponses seulement ont pu être exploitées. La disposition à acheter une eau de

meilleure qualité s'élève en moyenne à 12,97 livres par ménage et par an avec des variations entre zéro et cinquante livres. La disposition à acheter dépend de façon significative du revenu des ménages, ce qui est conforme à la théorie économique.

Afin d'éviter les biais introduits par un comportement du type "passager clandestin", il était expressément indiqué dans l'enquête que la mise en place de mesures permettant de lutter contre les nitrates aurait pour effet une augmentation du prix de l'eau pour tous les abonnés.

Le passage du consentement moyen à payer, qui mesure une perte de bien-être, ou plus exactement un gain potentiel, à un dommage collectif passe par la définition de la population concernée. Selon les textes réglementaires britanniques la population touchée par une eau de mauvaise qualité est celle qui en moyenne pendant trois mois a à sa disposition une eau dont le taux de nitrates dépasse le seuil de 50 mg par litre. Mais les "Amis de la terre" considèrent que l'on doit se référer à l'ensemble des personnes touchées dès lors qu'il y a un dépassement. La différence de définition conduit évidemment à des écarts considérables dans l'évaluation des bénéfices annuels attendus de la réduction de la teneur en nitrates : de 2,3 millions de livres à 10,8 millions de livres par an.

Une analyse plus élaborée est toutefois nécessaire si l'on veut juger de l'intérêt collectif des investissements nécessaires à l'obtention d'une eau potable. Il convient alors de comparer les bénéfices au coût d'exploitation, amortissement compris des installations de dénitrification. Grossièrement, l'investissement nécessaire est chiffré à 70 millions de livres, tandis que le coût d'exploitation s'élève à 5 millions de livres par an.

Dans l'hypothèse la plus favorable, c'est-à-dire avec un bénéfice de 10,8 millions de livres par an la valeur actualisée nette s'élève à 19,7 millions de livres lorsqu'on raisonne sur une durée de vie de 30 ans et un taux d'actualisation de 5 %. Dans ce cas l'opération de dénitrification apparaît intéressante. Mais, cela ne prouve en aucune manière que cette solution est plus avantageuse que la réduction de la pollution à la source.

Par ailleurs, il faut bien voir que l'on est tributaire des définitions retenues. En effet si l'on prend le bénéfice annuel minimum (2,3 millions de livres avec la population touchée selon les textes officiels), le bénéfice actualisé est négatif. Pour que celui-ci devienne positif il faut dépasser les 4,6 millions de livres annuels. Si l'on raisonnait avec un taux d'actualisation plus élevé, de 7 % par exemple, il conviendrait de dégager alors 5,6 millions de livres par an.

Toutefois on peut remarquer que les résultats obtenus quand au consentement à payer semblent réalistes par rapport aux éléments dont on dispose en France. En effet, en tenant compte de la taille des ménages, c'est-à-dire 2,6 personnes dans l'enquête, on aboutit à un consentement à payer compris entre 0,90 F et 1,30 F par m³ d'eau en se basant sur une consommation quotidienne de 100 à 150 l par personne et par jour. Or selon Jestin et al., 1986 la dénitrification biologique revient à environ 0,62 F par m³ d'eau distribuable lorsqu'on ramène la teneur en nitrates de 65 à 25 mg par litre. Les ordres de grandeur sont assez proches pour que le travail de Hanley soit jugé pertinent.

En conclusion, on voit bien l'extrême faiblesse des études empiriques susceptibles de fournir une estimation de la fonction de dommage à l'environnement. Ceci est vrai quelle que soit la source de ces dommages. Mais dans le cas des dégradations de la nature dues à l'activité agricole. L'évaluation de toute fonction de dommage est encore plus délicate en raison du type de pollution produites. Leur caractère diffus et la difficulté d'établir des relations causales précises entre émissions et dégradations constatées expliquent pour partie cet état de fait.

BIBLIOGRAPHIE

BONNIEUX F., RAINELLI P., 1989. Agricultural policy and environment in developed countries. *European Review of Agricultural Economics* 15 -2/3 p.263-281.

COASE R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, p.1-44.

FREEMAN M., 1979. The benefits of environmental improvement : theory and practice. Johns Hopkins University Press.

FREEMAN M., 1985. Methods for assessing the benefits of environmental programs. In : Kneese and Sweeney (eds.) *Handbook of natural resource and energy economics* vol. 1 pp.223-270 - North-Holland. Publishing Company.

HANLEY N., 1989. Problems in valuing environmental improvements resulting from agricultural policy changes : the case of nitrate pollution. In : *Economic aspects of environmental regulations in agriculture* - edited by Dubgaard and Nielsen (Eds) - Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG. p.117-132.

JESTIN J.M., PHILIPOT J.-M., BERDOU C., MOULINOT J.-P., 1986. Maitrise d'un processus biologique : la définition à Eragny TSM. L'eau juillet-août 1986.

KOLM S.C., 1986. L'allocation des ressources naturelles et le libéralisme. *Revue économique* n°2. mars 1986, p. 207-241.

SEBILLOTTE J. 1988. La pollution des eaux par les nitrates in *Etat de l'Environnement*. Edition 1988. Secretariat d'Etat auprès du Premier Ministre, Chargé de l'Environnement.

NITRATES-AGRICULTURE-EAU

International Symposium

organized by

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE
PARIS-GRIGNON

Paris-La Défense (France)

November 7-8, 1990

Editor :

R. CALVET

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
147, rue de l'Université, 75341 Paris Cedex 07

NITRATES AGRICULTURE EAU - NITRATES AGRICULTURE WATER
REUNION INTERNATIONALE

placée sous les patronages
du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt
et du Secrétariat d'Etat auprès du premier ministre
chargé de l'Environnement et des risques majeurs

Présidence d'honneur:

S. HENIN. membre de l'Académie d'Agriculture

Comité Scientifique/*Scientific Committee*

Président/*Chairman*

R. CALVET. Institut National Agronomique Paris-Grignon.
France

P.F.J. van BURG+, formerly Netherlands Fertilizer Institute.
Pays-Bas
A. FALISSE. Faculté Agronomique de Gembloux
Belgique.
J.C. IGNAZI. Société Chimique de la Grande Paroisse. A.Z.F.,
France.
J.C. REMY. Institut National de la Recherche Agronomique.
France.
J. SEBILLOTTE. Mission "Eau-Nitrates". Secrétariat d'Etat
auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement
et des risques majeurs
France.
M. SEBILLOTTE. Institut National Agronomique Paris-Grignon.
France.
M. VAUCLIN. Institut de Mécanique des Fluides de Grenoble.
France.