

Aléa moral et politiques d'audit optimales dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau*

Sandrine SPAETER[†]

Alban VERCHERE[‡]

Juin 2002

*Nous tenons à remercier vivement Serge Masson qui, lors de nombreuses discussions, nous a permis d'avancer dans ce travail. Nous remercions également Michèle Trémolières, coordinatrice du projet de recherche MOTIVE, l'ensemble des personnes ayant participé à ce groupe de travail, le groupe de la Zone Atelier "Bassin Rhénan", Lothaire Zilliox, directeur de l'IFARE (Institut Franco-Allemand de la Recherche en Environnement) ainsi que nos collègues du BETA et du LARGE, en particulier François Cochard, Anne Rozan et Jacques Thépot, pour tous les échanges que nous avons pu avoir avec eux. Cette recherche a bénéficié du soutien financier du CNRS (contrat de recherche MOTIVE 1999-2001 du Programme Environnement, Vie et Sociétés).

[†]Correspondante. BETA, Université Louis Pasteur, 61, Avenue de la Forêt Noire, F-67 085 Strasbourg Cedex, Tél. : +33 (0)3 90 24 20 76. Fax : +33 (0)3 90 24 20 71. E-mail : spaeter@cournot.u-strasbg.fr

[‡]BETA, Université Louis Pasteur, 61, Avenue de la Forêt Noire, F-67 085 Strasbourg Cedex, Tél. : +33 (0)3 90 24 20 94. Fax : +33 (0)3 90 24 20 71. E-mail : verchere@cournot.u-strasbg.fr

Résumé: Compte tenu de l'information incomplète dont on dispose quant aux pratiques culturales des exploitants agricoles, il n'est pas toujours optimal de baser les politiques de lutte contre la pollution d'origine agricole exclusivement sur un mode de taxation. Symétriquement, un système entièrement assis sur des subventions "vertes" se justifie mal dans le cadre de certaines cultures déjà largement subventionnées au niveau européen. Dans cet article, nous montrons qu'une alternative possible consiste à établir un contrat entre l'agriculteur et les instances environnementales qui combine un système de vérification aléatoire des pratiques culturales avec une menace crédible de pénalisation si l'effort environnemental n'est pas suffisant compte tenu des conditions initiales ou, dans le cas contraire, une promesse crédible de versement de subvention. Ce système d'audit, dont l'originalité tient à son caractère aléatoire, doit reposer sur des indicateurs fiables des caractéristiques hydrologiques, pédologiques et agronomiques des parcelles étudiées. Les différentes études effectuées sur la plaine d'Alsace par des équipes pluridisciplinaires montrent qu'il est possible d'établir des cartographies fiables de vulnérabilité de la nappe et des indicateurs permettant une bonne mesure de la pollution due aux intrants (engrais, pesticides, ...).

Mots-clé: Pollution agricole, nitrates, aléa moral, incitations, audit, contrat optimal.
Classification JEL: D82, D62, Q18, Q25.

Abstract: When information on the farmers' farming methods is incomplete, it is not optimal to fight water pollution due to these activities exclusively through a tax policy. Symmetrically, green subsidies are not appropriate for some cereals which are already widely subsidized in the European Union. In this paper, we show that a contract between the farmer and the regulator with random audit, penalties if the environmental effort is not sufficient and, conversely, indemnification in case of an environmentally good behaviour would be a better solution for society. In practice, the relevance of such an audit policy depends on the reliability of the informations collected on the pedologic, hydrological and agronomic characteristics of soils. Several pluridisciplinary studies on the Alsace plain produced mappings of the vulnerability of the groundwater to agricultural pollution, while others propose accurate agroecological indicators providing reliable measures of the pollution due to fertilizers.

Key Words: Agricultural Pollution, Nitrates, Moral Hazard, Incentives, Audit, Optimal Contract. **JEL Classification:** D82, D62, Q18, Q25.

1 Introduction

La littérature économique abonde d'articles relatifs à tel ou tel mécanisme de réduction de la pollution, partant de la réglementation dont certaines normes sont établies de manière plus ou moins arbitraire pour aller jusqu'au fonctionnement (presque) exclusif des marchés, via l'échange de droits à polluer¹. Néanmoins, beaucoup de ces études reposent sur une hypothèse de responsabilités bien définies en matière de pollution. Or, il est bien admis aujourd'hui que la pollution d'origine agricole de l'eau, à laquelle nous nous intéressons ici, entre dans la catégorie des pollutions diffuses, pour lesquelles il semble difficile d'identifier précisément les responsables. Notons tout de même que les études menées par certains programmes pluridisciplinaires permettent d'avancer dans la description des causes de la pollution (MOTIVE 1999-2001, Zone Atelier "Bassin Rhénan" 2001-2003, Mollard *et alii* (1994)). Ainsi l'analyse économique peut-elle mettre à profit ses avancées en se basant sur la nouvelle information acquise quant aux mesures de la pollution pour établir de nouvelles règles et de nouvelles bases contractuelles entre les instances environnementales et les agriculteurs.

Les nappes phréatiques sont particulièrement vulnérables aux pollutions azotée et mercurielle, la première relevant principalement des activités agricoles tandis que la seconde est plus généralement imputable aux activités industrielles. Cet article traite exclusivement de l'activité agricole et de la pollution de l'eau par les nitrates (générés pour l'essentiel par les engrais azotés). La question de la pollution mercurielle étant fortement liée au secteur industriel, elle peut être, en première instance, abordée du point de vue de la législation environnementale européenne (Dionne et Spaeter (2002), Spaeter (2002)).

Que faire pour réduire la pollution azotée? Fondamentalement, deux démarches sont possibles. La première relève d'un changement incrémental dans la manière de cultiver puisqu'il s'agit d'inciter les agriculteurs à mieux maîtriser les apports en en-

1. Pour une discussion de l'utilisation de ces différents outils économiques, on peut se référer à Baumol et Oates (1988) ou, plus récemment, à Schubert et Zagamé (1998) et à Shortle et Horan (2001).

grais, sans changer de technologie, voire sans réduction significative de revenus. La seconde procède plutôt d'une modification radicale des techniques de production et prône le changement technologique. Elle est fortement liée au progrès technique dans le domaine et à la diffusion de la connaissance nécessaire à l'utilisation de nouvelles technologies. Lacroix (1995) parle de "gestion intégrée" au sens où agronomes, biologistes, environnementalistes, économistes et politiques doivent travailler ensemble à la mise en application de technologies plus propres. Paegelow *et alii* (1990) montrent que certains changements, notamment en matière d'aménagement du territoire, présentent des coûts raisonnables compte tenu des bénéfices attendus en termes de valorisation des capacités d'épuration des sols. Les deux démarches peuvent être considérées dans notre analyse, sachant que la première ne peut qu'apporter des solutions à court terme. Elle devra être accompagnée d'incitations au changement radical lorsqu'on cherche le contrat optimal entre le régulateur et l'agriculteur.

Le point de départ de notre modélisation est constitué des modèles d'agence avec aléa moral, c'est-à-dire avec actions cachées. Ils permettent de tenir compte des objectifs, souvent divergents, des agents économiques (agriculteurs, citoyens, Etat,...) et des asymétries d'informations qui prévalent dans ce type de relation. Plus précisément, nous nous intéressons exclusivement au comportement des exploitants en matière de pratiques culturales. Les problèmes d'anti-sélection, c'est-à-dire d'information incomplète sur les caractéristiques des terres (vitesse d'infiltration de l'eau, composition du sol, ...) ne sont pas prises en compte² ; nous étudions le contrat optimal à type de terre donné. Dans la dernière section, nous nous appuyons sur le cas de la pollution de la Nappe Phréatique d'Alsace par les engrais azotés pour discuter cette hypothèse.

Dans cet article, nous considérons un agriculteur qui doit décider d'une technologie de production à adopter sachant que le niveau de sa production est affecté par un aléa qui pèse, par exemple, sur les conditions climatiques de l'année ou encore sur la santé de l'exploitant. Dans le cas le plus simple, le choix d'une technologie de production consiste à décider du niveau d'engrais à utiliser compte tenu du rendement attendu.

2. Cf. Kwerel (1993), Weitzman (1991), Dasgupta *et alii* (1980), Lewis (1996) ou encore Jayet et Bontems (1996).

Un régulateur, en charge de la maximisation du bien-être social espéré, observe le niveau réalisé de la production³ mais ne peut observer (sans coût) le choix technologique de l'agent. Il va alors chercher à établir une relation contractuelle avec l'agriculteur qui l'incitera à se conformer à une norme environnementale à établir. Cette relation contractuelle peut comporter une politique d'audit visant à acquérir, à un coût donné, de l'information quant aux choix privés de l'agent. Le type de contrôle envisagé peut être, *a priori*, systématique, occasionnel, annoncé (déterministe) ou encore aléatoire, et indemnités ou pénalités (ou une association des deux) peuvent constituer une solution. Finalement, nous imposons un minimum de contraintes aux formes de contrats possibles.

Les résultats que nous obtenons sont originaux dans le contexte qui nous occupe. En effet, la littérature abonde de travaux portant sur les problèmes d'anti-sélection relatifs aux pollutions agricoles. En revanche, celui du risque moral est peu étudié à ce jour⁴ dans le contexte spécifique de la pollution d'origine agricole de l'eau. Une explication pourrait être la suivante. Même s'il était possible d'observer avec précision et sans coût les pratiques culturales des exploitants, il resterait particulièrement difficile d'établir une relation pertinente entre ces pratiques et le degré de pollution de l'eau sachant que la vulnérabilité des nappes phréatiques dépend également de la typologie des sols et du climat. A ce titre, il apparaît judicieux de traiter le problème de l'anti-sélection en amont du risque moral si l'on ne peut disposer d'informations suffisantes et fiables quant à la nature des parcelles agricoles étudiées. Néanmoins, cette information semble plus accessible aujourd'hui et, toujours dans le contexte de la pollution de la Nappe Phréatique d'Alsace, nous discuterons des avancées dans ce domaine.

3. Dans le cas du marché des céréales en Europe, les "déclarations PAC" que font chaque année les producteurs pour percevoir leurs subventions, permettent de connaître les quantités qu'ils produisent. L'information est donc disponible à ce niveau.

4. Les références dans le domaine sont Chambers et Quiggin (1996), Millock et Salanié (1997) et Millock (1999). Le risque moral dans la problématique de la pollution de l'eau a également été traité par Salanié et Thomas (1996). Leurs travaux portent essentiellement sur la régulation par les agences de l'eau de la pollution due aux rejets industriels, et non aux activités agricoles. Notons que, dans des cadres d'analyse différents du nôtre, des problèmes de risque moral de groupe sont considérés, entre autres, par Segerson (1988) et Xepapadeas (1995).

Les principaux résultats de notre modèle d'agence avec aléa moral sont les suivants.

La relation contractuelle à établir entre l'agriculteur et les instances publiques doit comporter 1) des pénalités en cas de non effort environnemental, 2) une indemnisation en cas d'effort supplémentaire et 3) un système de vérification aléatoire qui génère une menace crédible de pénalisation ou, dans le cas contraire, une promesse crédible d'indemnisation. Nous déterminons également la probabilité optimale d'audit et nous discutons de la valeur de la norme environnementale. Nous montrons encore qu'un tel contrat améliore le bien-être social espéré par comparaison avec un système sans contrainte environnementale, un système entièrement assis sur des sanctions financières ou, symétriquement, fondé uniquement sur des récompenses.

L'un des intérêts de cette démarche repose sur l'aspect aléatoire de l'audit. En espérance, les coûts sont alors plus faibles que ceux qui prévaudraient avec une politique tablant sur des évaluations systématiques de toutes les parcelles cultivées. Par ailleurs, à coût égal, une politique aléatoire est plus incitative qu'une politique déterministe, où le contrôle serait annoncé à l'avance⁵.

Le plan de cet article s'articule de la manière suivante. La seconde section présente le modèle sans politique d'audit, où l'agriculteur choisit sans contrainte environnementale sa technologie de production. Il servira de référence au problème avec politique de contrôle présenté dans la troisième section, où nous caractérisons le contrat optimal. Dans la quatrième section, nous présentons quelques résultats de statique comparative. Nous nous intéressons notamment au niveau de la norme environnementale, à la valeur de la probabilité d'audit et à l'évolution du bien-être social espéré. Dans la dernière section du papier, nous discutons de l'implication de nos résultats en termes de politique environnementale. Nous en énonçons également les principales limites et proposons quelques pistes de recherche futures.

Toutes les preuves sont placées en appendice.

5. Notons que ce type de contrat se retrouve également dans les problématiques de fraude fiscale ou de fraude à l'assurance. Certaines théories du marché du travail mettent également en évidence des propriétés similaires.

2 Niveaux de pollution en l'absence de politique environnementale

Considérons un exploitant agricole qui vit du produit de sa récolte céréalière, noté y à valeurs dans $[0, \bar{y}]$ avec $\bar{y} > 0$. Le prix d'une unité produite est noté p . La quantité totale produite est sujette à divers aléas liés au climat, à la plus ou moins grande vétusté des machines ou encore à la santé des personnes travaillant sur l'exploitation. S'il est impossible d'éliminer les risques de mauvaise récolte, il est possible de les réduire en fertilisant les sols⁶. Ceci permet alors d'augmenter les chances de bonne récolte, toutes choses égales par ailleurs. Formellement, nous supposons que la distribution cumulée de la production \tilde{y} est affectée par le niveau d'intrants e décidé par l'agriculteur au sens de la dominance stochastique d'ordre un : la probabilité cumulée d'observer un niveau de récolte inférieur à un seuil y donné baisse lorsque la quantité d'engrais e augmente. Ainsi, en notant $F(y/e)$ cette distribution cumulée conditionnelle, on a : $F_e(y/e) < 0$ pour tout y de $]0, \bar{y}[$ et $F_e(0/e) = F_e(\bar{y}/e) = 0$. Il est encore raisonnable de supposer que $F_{ee}(y/e) \geq 0$: plus on fertilise, plus on a de chances de bénéficier d'une bonne récolte, mais cette amélioration de la distribution se fait à un taux décroissant. La fonction de densité associée est notée $f(y/e)$. Notons que le niveau d'intrants e peut dépendre du type de terre cultivée. Il s'écrirait alors $e(\theta)$, avec θ la nature du sol considéré. Ici, nous travaillons avec un seul agriculteur et un seul type de terre de sorte que toute l'analyse se rapporte simplement à e : θ est fixé. Le coût unitaire de l'engrais est noté q avec $q > 0$. Enfin, l'agriculteur dispose d'une richesse initiale certaine w et maximise l'utilité U de VNM espérée de sa richesse finale. Elle vérifie les propriétés traditionnelles : $U'(\cdot) > 0$ et $U''(\cdot) \leq 0$.

Enfin, les instances publiques (ou, plus généralement, les observateurs extérieurs)

6. Nous réduisons ici le problème du choix de la technologie à un choix de quantités d'engrais à épandre. Ceci permet d'introduire une variable de décision à une dimension, sans pour autant entamer la portée des raisonnements qui suivront. Plus généralement, la décision peut correspondre à un choix technologique plus sophistiqué, dont le coût serait croissant et convexe avec le niveau de l'effort. Par exemple, il pourrait s'agir de fertiliser en plusieurs fois, de planter des pièges à nitrates sur les sols nus en hiver (moutarde, ...) ou, s'agissant de maïs, de limiter l'irrigation aux besoins stricts de la plante.

observent y , mais ne disposent pas d'information sur e . Comme la nature des pratiques culturales e affecte aléatoirement la production, il ne leur est pas possible d'en déduire sa valeur de la simple observation de y : on a un problème d'actions cachées à traiter.

En l'absence de toute réglementation environnementale, l'agriculteur décide de la quantité d'engrais e^P à apporter à ses cultures qui maximise son utilité espérée V . Le programme s'écrit :

$$\max_e V = \int_0^{\bar{y}} U(w + py - qe)f(y/e)dy \quad (1)$$

La décision e^P prise par l'agriculteur relève d'un choix privé, qui ne tient pas compte des externalités négatives générées par sa technologie et subies par la société. Or cette dernière supporte le coût de la pollution de l'eau. Un régulateur en charge de la maximisation du bien-être social espéré tient compte de ce coût social et choisit un niveau d'effort e^S , solution du programme

$$\max_e W = V - c(e), \quad (2)$$

où $c(\cdot)$ est le coût social de la pollution, avec $c'(\cdot) > 0$ et $c''(\cdot) \geq 0$. Les résultats relatifs aux choix de e^P et de e^S sont énoncés dans le lemme 1 qui suit. Pour simplifier les notations on pose: $w_f = w + py - qe$.

Lemme 1

i) Le niveau e^P qui maximise l'utilité espérée de l'agriculteur satisfait la condition de premier ordre suivante: $\left(-p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f)F_e(y/e^P)dy\right) - \left(q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f)f(y/e^P)dy\right) = 0$.

ii) Le niveau e^S qui maximise le bien-être social espéré satisfait la condition de premier ordre suivante:

$$\left(-p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f)F_e(y/e^S)dy\right) - \left(q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f)f(y/e^S)dy + c'(e^S)\right) = 0.$$

Dans chaque expression, le premier terme entre parenthèses représente le bénéfice espéré d'une augmentation unitaire des quantités d'engrais: la distribution de la production en est améliorée, ce qui permet d'espérer une meilleure récolte. A l'optimum, il doit couvrir le coût marginal espéré, que l'on retrouve, respectivement, dans le second terme entre parenthèses de chaque expression. Pour l'agriculteur seul, il ne s'agit que

d'un coût monétaire, celui de la technologie choisie. La société, en revanche, supporte en plus les externalités négatives. Notons que le bénéfice marginal espéré est identique dans le cas privé et dans le cas social alors que le coût marginal espéré est plus élevé dans le second cas. Il est alors immédiat d'en conclure que le niveau d'engrais choisi dans le cas privé sera plus élevé que dans le cas social. L'agriculteur ne tient pas compte du coût lié à l'externalité négative générée par l'utilisation d'engrais, ce qui explique qu'il est amené à en utiliser plus que ce qui est requis pour maximiser le bien-être social attendu.

Dans le domaine de l'économie de l'environnement, la question de l'internalisation du coût social a fait l'objet de nombreuses analyses relatives, notamment, à l'utilisation de taxes ou de subventions environnementales. Sans information supplémentaire sur les choix de l'agriculteur, un système entièrement assis sur les taxes consisterait à fixer un prélèvement identique pour tous les agriculteurs et égal au dommage marginal causé⁷. Il ne pourrait faire l'objet de taxes assises sur les pollutions individuelles qu'à condition de pouvoir supporter financièrement la collecte des informations et surtout de pouvoir s'assurer de leur fiabilité. Symétriquement, il est possible de proposer des subventions à la réduction des intrants. Mais, si d'un point de vue pratique, la subvention est socialement bien acceptée et, de ce fait, régulièrement utilisée, la théorie en montre les limites, notamment lorsque les instances régulatrices n'ont pas connaissance des véritables choix technologiques de tous les agents. Finalement, dans la section suivante, nous nous focalisons sur le contrôle et nous cherchons le type de vérification qui génère le plus de bénéfice à la marge pour la société compte tenu du coût généré : doit-on appliquer une politique d'audit déterministe, c'est-à-dire annoncer *ex ante* le taux de vérification et surtout les exploitations concernées ou opter pour une vérification aléatoire? La question de la fiabilité des informations obtenues est discutée dans la

7. Ceci revient à imposer une taxe dite "ambiante". Un grand nombre d'études s'est intéressé au problème de la taxation des pollutions non diffuses. Voir, par exemple, Segerson (1988), Xepapadeas (1991, 1992, 1995), Hansen (1998) et Horan *et alii* (1998, 1999). Dans le cadre particulier qui nous occupe, où nous réduisons le comportement d'un groupe d'agriculteurs à celui d'un agent représentatif, la taxe ambiante correspond simplement à un prélèvement imposé *ex ante*, avant tout choix effectué par l'agriculteur.

dernière section du papier.

3 Politique d'audit optimale

Supposons maintenant que le régulateur cherche à établir un contrat avec l'agriculteur visant à l'inciter à adopter un comportement plus conforme au respect de l'environnement. Il est défini par une probabilité d'audit r des pratiques culturales, c'est-à-dire du choix e fait par l'agriculteur, et une fonction de paiement $s(e, \hat{e})$. Le premier argument de s est le niveau d'engrais observé après audit et le second, \hat{e} , une norme environnementale à établir. Ces deux arguments peuvent prendre des valeurs dans l'intervalle⁸ $[e^S, e^P]$. Nous supposons que si l'agriculteur respecte scrupuleusement la norme, il ne sera ni pénalisé ni récompensé : $s(\hat{e}, \hat{e}) = 0$. Nous avons alors à définir les caractéristiques de s à droite et à gauche de \hat{e} . Si s est négatif (positif), le paiement net est défini comme une pénalité (une indemnité pour bonne conduite). La probabilité d'audit r est décidée par le régulateur et connue de l'agriculteur. Par ailleurs, chaque audit coûte un montant fixe A à la société. Comme dans le modèle précédent, le niveau de production y est observable sans coût mais il est affecté aléatoirement par le niveau d'effort e choisi par l'agriculteur. Dans ce contexte, il n'existe toujours pas de relation déterministe entre y et e et le régulateur ne peut pas déduire le niveau d'engrais utilisé de la simple observation de la production : en d'autres termes, il n'a toujours pas les moyens d'obliger l'agriculteur à choisir le niveau socialement optimal e^S .

La séquence des décisions au cours de la période est alors la suivante. Tout d'abord, le régulateur décide d'une norme \hat{e} , d'un contrat $s(., \hat{e})$ et d'une probabilité d'audit r . Ensuite, l'agriculteur observe ces données sans coût et cherche alors le niveau d'intrants qui maximise son utilité espérée V^a compte tenu de la menace d'audit. A la fin de la période, le régulateur décide d'auditer ou non, le paiement s est effectué s'il y a eu vérification et le revenu brut (py) se réalise. Formellement, le programme de maximisation

8. Rappelons que e^P est le choix privé de l'agriculteur en l'absence de contrainte environnementale et e^S le niveau socialement optimal.

de l'agriculteur devient :

$$\max_e V^a = (1-r) \int_0^{\bar{y}} U(w_{\bar{r}}) f(y/e) dy + r \int_0^{\bar{y}} U(w_{\bar{r}}^a) f(y/e) dy, \quad (3)$$

$$\text{avec :} \quad \begin{aligned} w_{\bar{r}} &= w + py - qe \\ w_{\bar{r}}^a &= w + py - qe + s(e, \hat{e}) \end{aligned} \quad (4)$$

Notons e^{Pa} le niveau d'intrants qui satisfait ce programme.

Lemme 2 *S'il existe une solution e^{Pa} au programme (3)-(4), elle satisfait la condition de premier ordre suivante*

$$(1-r) V_e + r \left[(s_e(e^{Pa}, \hat{e}) - q) \int_0^{\bar{y}} U'(w_{\bar{r}}^a) f(y/e^{Pa}) dy - p \int_0^{\bar{y}} U'(w_{\bar{r}}) F_e(y/e^{Pa}) dy \right] = 0, \quad (5)$$

$$\text{avec } V_e = \left(-p \int_0^{\bar{y}} U'(w_{\bar{r}}) F_e(y/e^{Pa}) dy \right) - \left(q \int_0^{\bar{y}} U'(w_{\bar{r}}) f(y/e^{Pa}) dy \right).$$

Le régulateur n'observe pas le comportement de l'agriculteur sans coût mais il connaît sa stratégie définie par la condition (5). Il doit alors déterminer la fonction de paiement $s(\cdot, \hat{e})$ qui incitera l'agriculteur à choisir un niveau d'intrants égal à cette norme. Dans un premier temps, nous travaillons à norme fixée. Nous discuterons de la valeur à lui donner dans la prochaine section.

Proposition 1 *Supposons que $s(\cdot, \hat{e})$ est une fonction continue, presque partout différentiable. Alors la fonction de paiement optimale est une fonction décroissante de la norme pour toute probabilité d'audit r positive donnée.*

i) Pour toute norme \hat{e} dans $]e^S, e^P[$, la fonction de paiement est telle que l'agriculteur doit être pénalisé en cas d'audit révélant une utilisation excessive d'intrants comparée à la norme requise et doit percevoir une indemnité positive en cas de niveau observé plus faible que la norme.

ii) Si la norme est fixée au niveau privé e^P que l'agriculteur choisit en l'absence de toute politique de régulation, alors la fonction de paiement optimale est égale à zéro à probabilité d'audit r donnée.

Finalement, un système entièrement assis sur des pénalités ou, symétriquement, sur des indemnisations n'est pas optimal. Par ailleurs, par construction du contrat, le budget de la politique optimale est équilibré (hors coûts d'agence). L'agent ne dévie pas de la norme à l'optimum et, en espérance, sanctions financières et indemnités se compensent⁹. L'interprétation du point ii) est immédiate. L'agriculteur choisissant naturellement le niveau e^P , aucune sanction ou indemnité n'est nécessaire.

Le raisonnement relatif à la proposition 1 a été effectué à probabilité d'audit r donnée. La proposition 2 qui suit présente les caractéristiques optimales de cette probabilité.

Proposition 2

i) La probabilité d'audit optimale r satisfait l'équation :

$$r = \frac{V_e}{s_e(\hat{e}, \hat{e}) \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/\hat{e}) dy} \quad (6)$$

avec V_e défini dans le lemme 2.

Elle est décroissante par rapport à la norme \hat{e} .

ii) A l'optimum, aucune menace d'audit n'est nécessaire ($r = 0$) si la norme est fixée au niveau privé e^P choisi par l'agriculteur en l'absence de contrainte environnementale. Par ailleurs, il existe un niveau $\underline{e} < e^P$ tel que la politique d'audit optimale est aléatoire ($r < 1$) pour toute norme choisie par le régulateur dans l'intervalle $]\underline{e}, e^P[$.

Le fait que r soit décroissant en \hat{e} s'interprète facilement : plus la contrainte environnementale est sévère (\hat{e} faible), plus la menace d'audit doit être forte (r élevé) pour que la politique environnementale menée soit crédible aux yeux de l'agriculteur, à attitude face au risque donnée. Pour des contraintes environnementales sévères, il devient même optimal d'auditer systématiquement. Concernant encore le point i), nous

9. Un moyen de considérer la question du financement des politiques environnementales dans ce contexte serait d'introduire une probabilité non nulle de déviation de la stratégie optimale. La théorie des jeux permettrait alors d'envisager des comportements de fraude, écartés ici. Néanmoins, pour que la fraude puisse être observée à l'optimum, il faudrait également relâcher l'hypothèse de perfection de l'information récoltée (dans notre modèle, le niveau d'engrais observé correspond au niveau pratiqué). Si l'audit reste parfait, l'observation de fraude ne pourrait, *a priori*, relever que d'une erreur passagère.

montrons dans la section suivante que le niveau optimal de la norme à fixer dépend des coûts d’audit. Nous pourrions ainsi relier le coût unitaire A de l’audit au niveau de \hat{e} . Enfin, dans le cas limite où on fixe la norme \hat{e} au niveau e^P , aucune menace de sanction n’est nécessaire pour inciter l’agriculteur à adopter une norme qui correspond naturellement à son optimum privé.

4 Norme optimale et bien-être social espéré

Jusqu’à présent, nous avons travaillé à norme environnementale \hat{e} donnée. Du point de vue de la politique environnementale, le choix d’une norme peut exclusivement s’appuyer sur des considérations sanitaires ou tenir également compte de contraintes économiques. Par exemple, s’agissant d’une question de santé publique, la norme de potabilité de l’eau, fixée à 50 mg de nitrates par litre, ne pourrait en aucun cas faire l’objet d’une révision à la hausse s’il s’avérait que satisfaire à une telle exigence pour toutes les eaux souterraines devait constituer un coût monétaire “trop” important.

En revanche, il est tout à fait possible, et souhaitable, de considérer les deux aspects du problème (sanitaire et socio-économique) lorsqu’il s’agit d’évaluer la norme qui correspond, non pas directement à un niveau de pollution de l’eau, mais plutôt à une intensité de fertilisation ou à un type de technologie verte adopté. Dans notre modèle, cette démarche est suivie par le régulateur s’il fixe la norme au niveau qui maximise le bien-être social espéré W^a . Formellement, on doit résoudre le programme suivant :

$$\max_{\hat{e}} W^a = V^a - c(e^{Pa}) - r.(A + s(e^{Pa}, \hat{e})) \quad (7)$$

A l’optimum \hat{e} , pénalités et indemnités espérées se compensent puisque le contrat a été construit de telle manière que l’agriculteur choisit la norme : on a $s(\hat{e}, \hat{e}) = 0$. Le terme rA représente les coûts d’agence du modèle, c’est-à-dire le surcoût que la société doit supporter du fait d’un manque d’information quant aux pratiques de l’agriculteur. Finalement, en situation d’information parfaite quant aux actions de l’agent, A serait nul et on retrouverait le bien-être social d’une économie “idéale” (Equation (2)).

Pour obtenir la condition de premier ordre du programme (7), nous avons à calculer

$W_{\hat{e}}^a + W_r^a \cdot \frac{dr}{d\hat{e}} + W_s^a s_{\hat{e}}(e^{Pa}, \hat{e}) + W_e^a \cdot \frac{de}{d\hat{e}} = 0$. Avec V^a défini dans (3), on a ainsi :

$$\begin{aligned} \hat{e}^* : 0 = \frac{dr}{d\hat{e}} & \left(\int_0^{\bar{y}} U(w_f^a) f(y/e^{Pa}) dy - \int_0^{\bar{y}} U(w_f) f(y/e^{Pa}) dy - (A + s(e^{Pa}, \hat{e})) \right) \\ & + r \cdot s_{\hat{e}}(e^{Pa}, \hat{e}) \left(\int_0^{\bar{y}} U'(w_f^a) f(y/e^{Pa}) dy - 1 \right) + (V_e^a - c'(e^{Pa}) - r \cdot s_e(e^{Pa}, \hat{e})) \cdot \frac{de}{d\hat{e}} \end{aligned}$$

La fonction de paiement $s(\cdot, \hat{e})$ a été construite, à \hat{e} donné, de manière à ce que l'agriculteur soit incité à pratiquer la norme \hat{e} . Ainsi, $e^{Pa} = \hat{e}$ à l'optimum, $V_e^a = 0$, $w_f^a = w_f$ et, par hypothèse, $s(\hat{e}, \hat{e}) = 0$. La condition de premier ordre devient alors :

$$\begin{aligned} \hat{e}^* : -\frac{dr}{d\hat{e}} \cdot A + r \cdot s_{\hat{e}}(\hat{e}, \hat{e}) \int_0^{\bar{y}} U'(w_f^a) f(y/\hat{e}) dy & \quad (8) \\ = c'(\hat{e}) \frac{de}{d\hat{e}} + r \left(s_{\hat{e}}(\hat{e}, \hat{e}) - s_e(\hat{e}, \hat{e}) \frac{de}{d\hat{e}} \right) & \end{aligned}$$

A l'optimum, $de/d\hat{e}$ est toujours positif puisque l'agriculteur choisit un niveau d'intrants égal à la norme. Par ailleurs, le paiement s est une fonction croissante de la norme¹⁰ toutes choses égales par ailleurs ; pour un choix optimal donné de l'agriculteur, une augmentation de la norme aurait pour effet d'assouplir la législation à son égard en lui permettant de toucher des subventions sur le niveau d'intrants qu'il a initialement choisi. Ainsi, le membre de gauche de l'égalité (8) est positif et représente le bénéfice marginal espéré pour la société suite à une augmentation unitaire de la norme : les coûts d'audit en espérance diminuent car le besoin de contrôle baisse et la contrainte environnementale qui pèse sur l'agriculteur est moins serrée. Le membre de droite correspond au coût marginal attendu d'une hausse de la norme. En fait, il est entièrement supporté par ceux qui subissent les externalités dues aux activités agricoles : ce coût marginal reflète le risque de dégradation de l'environnement suite à une augmentation

10. Formellement, si le niveau initial de la norme est fixé à \hat{e}_1 , l'agriculteur choisit à l'optimum $e^{Pa} = \hat{e}_1$ et son paiement est égal à zéro : $s(\hat{e}_1, \hat{e}_1) = 0$, où le premier argument représente toujours son choix et le second la norme. Si le régulateur décide d'augmenter la norme à \hat{e}_2 , le paiement devient, toutes choses égales par ailleurs, $s(\hat{e}_1, \hat{e}_2)$. Il est positif car le choix initial de l'agriculteur, \hat{e}_1 , est inférieur à cette nouvelle norme.

des intrants ainsi que l'effet financier direct (plus de subventions devront être allouées et moins de taxes seront récoltées).

Proposition 3 *Si le programme (7) a une solution,*

i) Alors il existe un niveau \bar{A} tel que, pour tout coût unitaire d'audit inférieur à \bar{A} , une politique $(\hat{e}, s(\cdot, \hat{e}), r)$ avec \hat{e} strictement inférieur au niveau privé e^P et r strictement positif améliore le bien-être espéré de la société.

ii) Dès lors que l'audit a un coût positif, il n'est jamais optimal de fixer la norme au niveau e^S socialement choisi en l'absence de problème d'information.

Les coûts d'audit ne doivent pas être trop importants comparés au gain marginal relatif de la société pour qu'une politique d'audit améliore le bien-être social espéré.

Dans la dernière section, nous proposons une discussion autour de ce coût de contrôle. Nous nous référons notamment au problème de la pollution d'origine agricole de la Nappe Phréatique d'Alsace et des enseignements à tirer des échanges qui ont eu lieu entre agronomes, environnementalistes, hydro-géologues et économistes. Nous concluons sur quelques éléments d'aide à la décision.

5 Discussion

Compte tenu des asymétries d'information qui prévalent dans le cadre des activités agricoles, les politiques de lutte contre la pollution de l'eau ne peuvent être basées exclusivement sur un mode de taxation. Premièrement, il est difficile d'asseoir systématiquement la taxe sur la vraie valeur de la pollution, pour des raisons évidentes de disponibilité de l'information et de coût de vérification. Deuxièmement, même si d'un point de vue théorique une taxation des intrants, et non directement de la pollution individuelle, ou une taxe ambiante peuvent s'avérer plus efficaces, dans la pratique la différence entre le prix de revient des engrais et le revenu perçu de la production de certaines céréales comme le maïs imposerait d'appliquer une taxe particulièrement élevée pour que des effets incitatifs puissent en découler. Une telle redevance pourrait difficilement se justifier, sachant qu'elle mettrait en péril un certain nombre d'exploitations agricoles. Symétriquement, un système entièrement assis sur des subventions

versées aux agriculteurs qui adopteraient visiblement des pratiques culturales moins polluantes doit être discuté dans le cadre de la maïsiculture. Ce secteur est déjà largement subventionné et l'établissement d'une subvention supplémentaire n'aurait, à la marge, pas d'effet significatif sur les comportements des agents. Par ailleurs, la subvention crée des distorsions de concurrence et peut gonfler artificiellement les résultats des exploitations, faisant ainsi croire qu'il reste des parts de marché à prendre.

Dans cet article, nous avons montré qu'une solution alternative pourrait être d'envisager un contrat qui associerait des pénalités et des indemnités financières à une politique de contrôle des pratiques culturales. Cette politique peut être aléatoire dès lors que les efforts environnementaux demandés aux agriculteurs restent raisonnables. Ainsi, le régulateur a les moyens, ici, à la fois de générer les bonnes incitations et d'économiser des coûts de contrôle puisqu'il suffit que la menace d'audit soit crédible pour que la politique menée soit incitative.

Le choix de la norme environnementale à respecter dépend bien évidemment de considérations sanitaires, mais également de caractéristiques économiques. Nous avons encore montré que des coûts d'audit élevés ne permettraient pas d'annoncer une fréquence élevée des contrôles associée à une norme sévère sans risquer de ramener le bien-être attendu de la société au-dessous du niveau auquel elle peut prétendre en l'absence de toute réglementation environnementale.

Se pose alors la question de la fiabilité des informations récoltées. Du point de vue de l'établissement d'un tel contrat en pratique, l'efficacité de la politique dépendrait largement du type de données que l'on peut récolter sur les pollutions des sols et des responsabilités de chaque agriculteur au niveau de sa parcelle. Tout au long de l'analyse, nous avons supposé que le contrôle était parfait et complet ; ainsi, à l'optimum, l'agriculteur se conforme à la norme et aucun comportement de fraude ne peut améliorer sa situation personnelle. Une extension possible de cette approche serait de considérer que le régulateur ne récupère pas l'information en tant que telle mais un signal de celle-ci, qui serait une statistique suffisante au sens de Holmstrom (1979). Une statistique suffisante signifierait que l'information, bien qu'incomplète, est suffisamment pertinente pour pouvoir être utilisée dans une politique d'incitation à la réduction des intrants.

Par ailleurs, bien que nous n'ayons pas traité le problème de l'anti-sélection dans cet article, il n'en demeure pas moins important. Par exemple, pour fixer le niveau optimal de la norme environnementale, il est essentiel de connaître le type de terre cultivée et les conditions climatiques qui prévalent dans la zone d'étude. Sans cela, on risque de fixer une norme, et donc d'imposer des contraintes à l'agriculteur, en inadéquation avec les caractéristiques intrinsèques de son domaine, qu'il ne contrôle pas. Ainsi, il faut pouvoir recueillir ces informations avant de définir le niveau de la norme à l'aide, par exemple, d'une étude de terrain. Du point de vue de la théorie, une telle démarche consisterait à considérer un objectif environnemental \hat{e} à atteindre pour chaque agriculteur (ou type de terre), qui devra être établi en fonction de données pédo-climatiques. Ainsi, un coût supplémentaire d'audit interviendrait *ex ante*, qu'il y ait ou non ensuite contrôle des intrants.

Du point de vue pratique, ces coûts d'acquisition de l'information suivent une tendance à la baisse ces dernières années, pour différentes raisons. Pour illustrer ce fait, nous prenons l'exemple de la nappe phréatique d'Alsace. Les études effectuées par les équipes pluridisciplinaires dans le cadre de la pollution de la nappe dans le bassin rhénan (MOTIVE 1999-2001 (2001), Zone Atelier 'Bassin Rhénan' (2001), Auzet *et alii* (2002), Gregoire (1999), Koller et Party (1999), Llerena *et alii* (2000)) montrent¹¹ qu'il est possible d'établir des cartographies fiables quant à la vulnérabilité de certaines zones et de mettre en avant certains indicateurs qui permettent une bonne mesure de la pollution due aux intrants. Plus précisément, il existe une base de données, complétée et actualisée régulièrement, qui regroupe un grand nombre d'informations sur les caractéristiques pédo-hydrologiques et les conditions climatiques relatives à différentes zones géographiques où les parcelles sont consacrées à la viticulture et à la maïsiculture. Cette base regroupe également des données sur les pratiques culturelles des agriculteurs de ces zones, recueillies à partir d'études de terrain et d'entretiens menés au fil des années. Dans le même esprit, l'INRA de Colmar a pris une initiative attrayante en

11. Une telle démarche pluridisciplinaire a également été entreprise à Grenoble dans le cadre du XI^e contrat de Plan Etat-Région Rhône-Alpes. Les études ont concerné les pollutions diffuses d'origine agricole de l'eau, avec un intérêt particulier porté à la région de La Côte-Saint-André en Isère (Mollard *et alii* (1994), Bel *et alii* (1999), Bel *et alii* (1994)).

définissant des indicateurs agro-écologiques établis sur la base d'informations obtenues auprès des agriculteurs (fumure, protection phytosanitaire, assolement, ...) et combinées à des données agronomiques et pédologiques connues (Reibel (1997), Bockstaller *et alii* (1997), Girardin et Bockstaller (1997)). L'indicateur ainsi construit s'échelonne entre zéro et dix et permet de noter les pratiques de l'exploitant selon qu'elles sont ou non conformes aux recommandations de la Production Intégrée¹².

Au niveau national, des opérations "Ferti-Mieux" proposent un service de conseil aux exploitants agricoles dans la perspective de les amener progressivement à des pratiques culturales plus en phase avec l'environnement. En Alsace, elles se sont développées à partir de 1994 et sont au nombre de six aujourd'hui, essentiellement localisées dans des zones de viticulture et de maïsiculture. L'objectif principal de ces opérations consiste à inciter l'agriculteur (volontaire) à réduire les apports en azote et également à changer son mode de fertilisation. Ces conseils sont proposés après une étude poussée des caractéristiques hydrogéologiques (teneurs en nitrates des nappes et rivières) et agronomiques (appréciation des pratiques susceptibles de réduire les transferts vers le milieu) des sols concernés. Quatre ans après la mise en place du dispositif, une évaluation des teneurs en nitrates des terres et des changements de pratiques est effectuée.

Au plan européen enfin, plusieurs mesures dites "agri-environnementales" ont été prises depuis la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) en 1992. Elles visent à encourager l'intégration de la dimension environnementale par les exploitants dans leurs activités. A travers ces mesures, qui vont de la simple aide au maintien d'activités "vertes" (il s'agit, par exemple, d'entretien des haies de bordure des champs) à des subventions versées en cas de changement radical de technologie, les agriculteurs s'engagent à remplir des objectifs environnementaux moyennant un soutien financier.

Toutefois, si toutes ces politiques ont le mérite d'exister, elles soulèvent plusieurs problèmes. Tout d'abord, les agronomes de l'INRA de Colmar s'entendent pour dire qu'à l'heure actuelle, il ne peut être question d'utiliser les indicateurs à des fins de contrôle avec menace de pénalités, dans la mesure où leur existence repose sur des relations de confiance établies entre eux et les agriculteurs et d'annonces volontaires

12. La PI vise à concilier impératifs économiques et environnementaux et est affectée de la note 7/10.

relatives à leurs pratiques culturelles. La pertinence de telles données serait fortement remise en cause en cas d'utilisation des indicateurs à des fins de politique environnementale. Concernant les opérations Ferti-Mieux, outre le fait qu'elles reposent également sur une acceptation préalable de l'agriculteur, aucune pénalité n'est envisagée en cas de non respect des engagements pris et, plus important encore, les revenus des exploitants (et donc, souvent, les rendements) doivent être garantis. En d'autres termes, il s'agit principalement de contribuer à la diminution du "gaspillage" des engrais, expliqué, entre autres, par leur faible coût d'achat comparé à l'augmentation des rendements qu'ils permettent de générer. Enfin, les montants consacrés aux mesures agri-environnementales soutenant l'agriculture traditionnelle au sein de l'Union européenne sont encore particulièrement modestes (Boyer (1999)).

Malgré ces limites, il n'en demeure pas moins qu'il existe un nombre certain de données utilisables pour l'établissement de contrats environnementaux avec politique d'audit aléatoire, comme celui construit dans notre modèle. Ainsi, pour en revenir au cas alsacien, ces données pourraient par exemple être réutilisées à moindre coût et mises en commun avec les résultats issus de l'établissement des cartographies des zones de la Nappe Phréatique d'Alsace particulièrement vulnérables. De la même manière, les indicateurs agro-écologiques établis par l'INRA prouvent bien qu'il est techniquement possible d'acquérir des informations fiables et fines à des coûts économiques raisonnables¹³. A ce niveau, nous pouvons encore citer l'expérience menée Outre-Rhin. En effet, la région allemande du Bade-Wurtemberg a mis en place, après 1988, un système plus contraignant que ceux fondés sur le conseil ou les simples recommandations¹⁴. Les zones d'expérimentation choisies sont celles des périmètres de captage de l'eau, où les pratiques agricoles sont soumises à un cahier des charges s'apparentant à un engagement de la part des exploitants, avec menace réelle de sanctions financières en

13. Le lecteur peut également consulter les travaux de Benoît (1992), qui concernent un indicateur des risques de pollution azotée nommé BASCULE (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULture de l'Exploitation).

14. L'expérience du Bade-Wurtemberg est notamment rapportée dans Le Roch et Mollard (1996). On peut également lire les travaux de Kraemer (1999), qui portent plus largement sur les politiques de lutte contre les pollutions de l'eau en Allemagne.

cas de non respect de ces engagements. Ainsi, une mesure des reliquats azotés présents dans les sols des parcelles exploitées est réalisée pour 1/3 des hectares cultivés. S'il s'avère que la teneur en azote du sol est inférieure à 45 kg/ha, l'exploitant est indemnisé pour ses efforts. Si celle-ci se situe entre 45 et 90 kg/ha, il ne touche rien. Au-delà, il est sanctionné financièrement. Ce système a donné des résultats assez convaincants puisque les teneurs en azote des sols se sont stabilisés. La politique d'audit menée n'est, certes, pas aléatoire puisque les exploitations contrôlées sont annoncées en début d'année. Par ailleurs, le système n'est pas auto-financé ; une taxe sur la consommation d'eau a été imposée au consommateur (le "Wasserpennig"). Malgré ces différences, le succès apparent de cette politique, qui repose sur des données recueillies à partir de sondes placées dans les sols, peut être considéré comme une motivation supplémentaire pour le raffinement du modèle très simple que nous avons proposé dans cet article.

Pour conclure, indiquons que la dernière réforme de la PAC, arrêtée en mai 1999 à Berlin et instituant l'Agenda 2000, va dans le sens d'une agriculture plus durable, avec comme principe clé l'éco-conditionnalité des aides, qui vise à fonder le soutien à l'agriculture sur des efforts environnementaux croissants (Desquilbet *et alii* (1999)). A cet égard, les recommandations issues de notre travail peuvent tenir lieu de support théorique à l'établissement d'un nouvel engagement contractuel entre autorités régulatrices et agriculteurs. Ce nouveau type de contrat s'inscrirait naturellement dans la refonte plus générale de la PAC voulue par Bruxelles afin de mettre l'Europe plus en conformité avec les engagements pris dans le cadre de l'OMC.

Appendice 1. Preuve du lemme 1.

Point i)

La condition de premier ordre privée du programme (1) s'écrit :

$$e^P : \int_0^{\bar{y}} U(w_f) f_e(y/e^P) dy - q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/e^P) dy = 0$$

Sachant que $F_e(0/e) = F_e(\bar{y}/e) = 0$ du fait des hypothèses du modèle et $w_f = w + py - qe$, une intégration par parties de la seconde intégrale par rapport à y permet

d'obtenir :

$$\left(-p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) F_e(y/e^P) dy \right) - \left(q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/e^P) dy \right) = 0$$

Le point i) est démontré. Une seconde différenciation et une intégration par parties des termes en f_e donnent :

$$\begin{aligned} V_{ee} &= q^2 \int_0^{\bar{y}} U''(w_f) f(y/e^P) dy - q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f_e(y/e^P) dy \\ &\quad + qp \int_0^{\bar{y}} U''(w_f) F_e(y/e^P) dy - p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) F_{ee}(y/e^P) dy \\ &= q^2 \int_0^{\bar{y}} U''(w_f) f(y/e^P) dy + 2qp \int_0^{\bar{y}} U''(w_f) F_e(y/e^P) dy - p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) F_{ee}(y/e^P) dy \end{aligned} \quad (9)$$

Compte tenu des hypothèses du modèle, l'expression (9) est négative pour $U'' = 0$ et pour des fonctions d'utilité raisonnablement concaves. Dans ces cas, les conditions de second ordre sont remplies. Dans la suite du texte, nous travaillons exclusivement avec des problèmes convexes.

Point ii)

La condition de premier ordre sociale du programme (2) s'écrit :

$$\begin{aligned} V_e - c'(e^S) &= 0 \\ \Leftrightarrow -p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) F_e(y/e^S) dy - \left(q \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/e^S) dy + c'(e^S) \right) &= 0 \end{aligned}$$

Le point ii) est démontré. Les conditions du second ordre sont satisfaites si le terme $W_{ee} = V_{ee} - c'(e^S)$ est négatif. Il suffit, pour cela, que les conditions de second ordre privées le soient.

Appendice 2. Preuve du lemme 2.

L'expression (3) du revenu espéré de l'agriculteur peut encore s'écrire

$$V^a = (1 - r) V + r \int_0^{\bar{y}} U(w_f^a) f(y/e) dy,$$

avec V , défini par (1), le revenu espéré de l'agriculteur en l'absence de politique d'audit et $w_f^a = w + py - qe + s(e, \hat{e})$. La différenciation par rapport à e et une intégration par parties du terme en f_e donnent la condition (5). Le lemme 2 est démontré.

Appendice 3. Preuve de la proposition 1.

Le contrat $s(\cdot, \hat{e})$ est construit de sorte que l'agriculteur est incité à choisir la norme. A l'optimum, on a $e^{Pa} = \hat{e}$ et, par conséquent, $s(\hat{e}, \hat{e}) = 0$ et $w_f = w_f^a$. En intégrant ces propriétés dans la condition (5), on a :

$$\begin{aligned} V_e^a &= 0 \\ \Leftrightarrow 0 &= (1 - r) V_e + r \cdot s_e(\hat{e}, \hat{e}) \cdot \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/\hat{e}) dy \\ &+ r \left[-q \cdot \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/\hat{e}) dy - p \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) F_e(y/\hat{e}) dy \right] \end{aligned}$$

Le terme entre crochets correspond à V_e . L'expression précédente devient alors :

$$\begin{aligned} V_e + r \cdot s_e(\hat{e}, \hat{e}) \cdot \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/\hat{e}) dy &= 0 \\ \Leftrightarrow s_e(\hat{e}, \hat{e}) &= - \frac{V_e}{r \cdot \int_0^{\bar{y}} U'(w_f) f(y/\hat{e}) dy} \end{aligned}$$

Par hypothèse, la norme \hat{e} varie dans l'intervalle $[e^S, e^P]$. Nous savons également que $V_e = 0$ en e^P . Si les conditions suffisantes du problème sans politique environnementale sont satisfaites, V_e est strictement positif pour tout $\hat{e} < e^P$, d'où $s_e(\hat{e}, \hat{e}) < 0$ pour tout $r > 0$.

Le point i) de la proposition est immédiat. Comme, par définition, $s(\hat{e}, \hat{e}) = 0$, la décroissance de s nous permet de conclure que $s(\cdot, \hat{e})$ est négatif à gauche de \hat{e} et positif à droite. Le point ii) est obtenu en notant que V_e est égal à zéro en $e = e^P$. La proposition 1 est démontrée.

Appendice 4. Preuve de la proposition 2.

Point i)

L'égalité (6) découle directement de l'équation (5), sachant que $e^{Pa} = \widehat{e}$. On a alors $w_f^a = w_f$ et, en notant que s_e est négatif et en simplifiant (5), on obtient :

$$\begin{aligned} V_e^a &= 0 \\ \Leftrightarrow V_e + r \cdot s_e(\widehat{e}, \widehat{e}) \cdot \int_0^{\overline{y}} U'(w_f) f(y/\widehat{e}) dy &= 0 \quad (10) \\ \Leftrightarrow r &= \frac{V_e}{\left| s_e(\widehat{e}, \widehat{e}) \cdot \int_0^{\overline{y}} U'(w_f) f(y/\widehat{e}) dy \right|} \end{aligned}$$

Le numérateur du ratio correspond à l'expression de la condition de premier ordre privée du problème sans politique d'audit. Pour des conditions de second ordre de ce problème satisfaites, l'expression V_e est toujours positive ou nulle car la norme est, par hypothèse, toujours inférieure au niveau privé e^P . Pour démontrer que r décroît lorsque \widehat{e} augmente, on applique une différenciation totale à (10) par rapport à r et à \widehat{e} . On obtient :

$$\begin{aligned} \left[s_e(\widehat{e}, \widehat{e}) \cdot \int_0^{\overline{y}} U'(w_f) f(y/\widehat{e}) dy \right] dr + V_{e\widehat{e}}^a \cdot d\widehat{e} &= 0 \\ \Leftrightarrow \frac{dr}{d\widehat{e}} &= \frac{V_{e\widehat{e}}^a}{\left| s_e(\widehat{e}, \widehat{e}) \cdot \int_0^{\overline{y}} U'(w_f) f(y/\widehat{e}) dy \right|} \end{aligned}$$

Une augmentation de la norme signifie un relâchement de la contrainte environnementale, d'où une augmentation du revenu espéré V^a de l'agriculteur. Le cas limite est celui où la norme fixée à e^P lui procure le revenu espéré maximal V . Si les conditions suffisantes sont satisfaites, $V_{e\widehat{e}}^a$ est négatif. Et finalement le ratio $dr/d\widehat{e}$ est négatif.

Point ii)

La première partie du point ii) découle directement de l'évaluation de r en e^P . En effet, on a $V_e = 0$ en $\widehat{e} = e^P$, d'où $r = 0$. La seconde partie découle directement de la continuité de s et de f en \widehat{e} .

Appendice 5. Preuve de la proposition 3.

Point i)

La condition de premier ordre $\frac{dW^a}{d\hat{e}} = 0$ est donnée par (8). En $\hat{e} = e^P$, on a $r = 0$.

D'où :

$$\begin{aligned}\lim_{\hat{e} \uparrow e^P} \frac{dW^a}{d\hat{e}} &= -\frac{dr}{d\hat{e}} \cdot A - \frac{de}{d\hat{e}} \cdot c'(\hat{e}) \\ &= -\frac{dr}{d\hat{e}} \cdot A - c'(\hat{e})\end{aligned}$$

La deuxième égalité découle du fait que l'agriculteur, à l'optimum, choisit un niveau e égal à la norme : $de/d\hat{e} = 1$. Toujours dans le contexte d'une problème convexe (conditions suffisantes satisfaites), la norme optimale est strictement inférieure à e^P et une politique d'audit est souhaitable ($r > 0$) si cette limite est négative. Comme elle dépend de A , il existe un niveau \bar{A} tel que pour tout coût de l'audit inférieur ou égal à \bar{A} , la limite est négative.

Point ii)

Il est immédiat. Si le coût d'audit est nul, l'expression du bien-être social espéré W^a défini par (7) et évalué en \hat{e} est identique à l'expression W obtenue en l'absence de problème d'information (Equ. (2)). Comme e^S maximise W , il maximise également W^a si $A = 0$. Et pour tout coût d'audit A strictement positif, le régulateur devra arbitrer entre une norme environnementale sévère et un coût d'audit moyen élevé et une norme moins stricte et un coût attendu plus faible, ce qui explique que la norme est supérieure à e^S dès qu'il y a des coûts d'audit. La proposition 3 est démontrée. \square

Références

- Auzet V., Poesen J. et Valentin C. [2002], *Soil patterns as a key controlling factor of water erosion*, Catena 46.
- Baumol W. et Oates W. [1988], *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, 2^oEd.
- Bel F., Lacroix A. et Mollard A. [1999], «Intérêt de l'analyse coût-efficacité pour fonder une politique publique de réduction des pollutions diffuses», Document de travail, INRA/ESR, Grenoble.

- Bel F., Le Roch C., Lacroix A. et Mollard A. [1994], «Une approche empirique de la pollution diffuse d'origine agricole: le cas de la Côte Saint André», Document de travail 94-09, INRA/ESR, Grenoble.
- Benoît M. [1992], «Un indicateur des risques de pollution azotée nommé 'Bascule' (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULTure de l'Exploitation)», *Fourrages*, 129, pp. 95–110.
- Bockstaller C., Girardin P. et Van Der Werf H. [1997], «Use of agroecological indicators for the evaluation of farming systems», *European Journal of Agronomy*, 7, pp. 261–270.
- Boyer P. [1999], «Les concours publics à l'agriculture française: un bilan des aides de 1990 à 1997», *Economie et Statistique*, 329-330, pp. 87–105.
- Chambers R.G. et Quiggin J. [1996], «Non-Point-Source Pollution Regulation as a Multi-Task Principal-Agent Problem», *Journal of Public Economics*, 59, pp. 95–116.
- Dasgupta P., Hammond P. et Maskin E. [1980], «On Imperfect Information and Optimal Pollution Control», *Review of Economics Studies*, 47, pp. 857–860.
- Desquilbet M., Gohin A. et Guyomard H. [1999], «La Nouvelle Réforme de la Politique Agricole Commune: une perspective internationale», *Economie et Statistique*, 329-330, pp. 13–33.
- Dionne G. et Spaeter S. [2002], «Environmental risk and Extended Liability: The Case of Green Technology», *Journal of Public Economics*, à paraître.
- Girardin P. et Bockstaller C. [1997], «Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer les systèmes de culture», *Oléagineux Corps gras Lipides*, 4, pp. 418–426.
- Gregoire C. [1999], «L'enherbement des vignes, un geste simple pour l'environnement: Le cas alsacien», *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 22, pp. 24–30.
- Hansen L. [1998], «A Damage Based Tax Mechanism for Regulation of Non-Point Emissions», *Environmental and Resource Economics*, 12, pp. 99–112.
- Holmstrom B. [1979], «Moral Hazard and Observability», *Bell Journal of Economics*, 10, pp. 74–91.
- Horan R., Shortle J. et Ablor D. [1998], «Ambient Taxes when Polluters have Multiple Choices», *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, pp. 186–199.
- Horan R., Shortle J. et Ablor D. [1999], «Ambient taxes under m-dimensional choice sets, heterogeneous expectations, and risk-aversion», Working Paper, The Pennsylvania State University.

- Jayet P.A. et Bontems P. [1996], «Régulation multi-facteurs : gel de terre et mesure agri-environnementale de réduction d'intrants», *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 39-40, pp. 94-115.
- Koller R. et Party J. [1999], *Guide des sols d'Alsace - petite région naturelle Plaine Sud-Alsace*, Région Alsace/ARAA/Sol-Conseil, 183p.
- Kraemer R.A. [1999], «Water Management and Policy in Germany», Communication au Séminaire International sur la gestion des ressources en eau, 19-23 avril, Foz do Iguacu, Brésil.
- Kwerel E. [1993], «To Tell the Truth: Imperfect Information and Optimal Pollution Control», *The Review of Economic Studies*, 44, pp. 595-601.
- Lacroix A. [1995], «Les solutions agronomiques à la pollution azotée», *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 24, pp. 29-41.
- Le Roch C. et Mollard A. [1996], «Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture», *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 39-40, pp. 64-92.
- Lewis R. [1996], «Protecting the Environment when Costs and Benefits are Privately Known», *Rand Journal of Economics*, 27, pp. 819-847.
- Llerena D., Masson S., Stenger A. et Verchère A. [2000], «Vers une évaluation de la valeur économique totale de la nappe phréatique d'Alsace», *Ingénierie - Revue du Cemagref*, 23, pp. 3-14.
- Millock K. [1999], «Paying the Agricultural Sector for Environmental Services», The SOM Conference on Regulatory Instruments and Approaches - Enforcement and Asymmetric Information, Copenhagen, November 1999.
- Millock K. et Salanié F. [1997], «Nonpoint Source Pollution Regulation when Polluters Might Cooperate», Working Paper 82.97, Fondazione ENI Enrico Mattei, Milan.
- Mollard A., Lacroix A., Bel F. et Le Roch C. [1994], «Agriculture, environnement et pollution des eaux : une perspective économique», Document de travail 94-04, INRA/ESR, Grenoble.
- MOTIVE 1999-2001 [2001], «Evaluation des zones à risques de contamination de la nappe centrale d'Alsace», Contrat de recherche du Programme Environnement, Vie et Société du CNRS.
- Paegelow M., Decroux J., Hubschman J. et Puginier M. [1990], «Des mesures simples

- d'aménagement rural contre la pollution par les nitrates: l'exemple d'Aurade (Gers, France)», *In R. Calvet: 'Nitrates, agriculture, eau'*, Versailles, INRA Editions, pp. 101–106.
- Reibel C. [1997], «Indicateurs agro-économiques: jauger l'impact des pratiques sur l'environnement», *Le Courrier de l'environnement 1998*, repris avec l'autorisation de la revue Réussir.
- Salanié F. et Thomas A. [1996], «Evaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs», *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 39-40, pp. 16–35.
- Schubert K. et Zagamé P. [1998], *L'environnement: Une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert.
- Segerson K. [1988], «Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control», *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, pp. 87–98.
- Shortle J. et Horan R. [2001], «The Economics of Nonpoint Pollution Control», *Journal of Economic Surveys*, 15, pp. 255–289.
- Spaeter S. [2002], «Principe de Précaution et comportements préventifs des firmes face aux risques environnementaux», Working Paper 2002-08, BETA, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Weitzman M. [1991], «Optimal Rewards for Economic Regulation», *American Economic Review*, 68, pp. 683–691.
- Xepapadeas A. [1991], «Environmental Policy under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard», *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, pp. 113–126.
- Xepapadeas A. [1992], «Environmental Policy Design and Dynamic Nonpoint-Source Pollution», *Journal of Environmental Economics and Management*, 23, pp. 22–39.
- Xepapadeas A. [1995], «Observability and Choice of Instrument Mix in the Control of Externalities», *Journal of Public Economics*, 56, pp. 495–498.
- Zone Atelier 'Bassin Rhéna n' [2001], «Bassin Rhéna n», labellisée par le cnrs, 2001-2003, www.cnrs.fr/cw/fr/prog/progsci/evs.html.