

ASSOCIATION FRANÇAISE DE SCIENCES ECONOMIQUES

Journées "Economie de l'environnement et des ressources naturelles"

Université des Sciences Sociales de Toulouse, 11-12 mai 1998

**LES PROGRAMMES DE REDUCTION DES POLLUTIONS
DIFFUSES DE L'EAU ENTRE EQUITE ET EFFICACITE**

F. Bel, A. Lacroix et A. Mollard*

Working paper n° 98-03

Version provisoire

*Equipe INRA/R & A, Université Pierre Mendès France
BP 47 X, 38040 Grenoble Cedex 09 (France)
Tel. 33 (0)4 76 82 54 39 ; Fax 33 (0)4 76 82 54 55
Courriel : mollard ou bel ou lacroix@grenoble.inra.fr

Résumé

Cette communication est consacrée aux modalités possibles de régulation des pollutions diffuses de l'eau. Dans ce cas de figure, on peut adopter une approche dite "coût-efficacité" (Baumol et Oates), qui met en relation l'impact physique de différentes solutions visant à réduire les émissions polluantes et les coûts correspondants pour les agents pollueurs. Cependant, l'agent régulateur peut avoir à arbitrer entre des solutions qui privilégient des critères physiques d'efficacité, en cohérence avec le principe pollueur payeur, et d'autres qui misent plutôt sur des critères économiques de minimisation du coût social de la régulation, autrement dit entre des solutions équitables et des solutions économiquement efficaces. Il y a peu de chances *a priori* pour que ces deux critères se superposent parfaitement, les entreprises les plus polluantes n'étant pas nécessairement celles qui ont les coûts d'abattement les plus faibles.

Au terme d'un programme interdisciplinaire de recherche sur les pollutions diffuses liées à l'agriculture (région de La Côte-Saint-André, Isère), on dispose d'informations détaillées permettant d'éclairer les termes de ce choix : il est possible en effet de connaître assez précisément l'impact environnemental et économique pour chaque producteur individuel de différents programmes préventifs de réduction des pollutions diffuses. La recherche met en évidence l'augmentation possible des marges d'efficacité d'un agent régulateur lorsqu'il passe de programmes globaux de réduction des pollutions diffuses appliqués au niveau de l'ensemble d'un bassin d'alimentation à une politique plus décentralisée et modulable en fonction des performances physiques et économiques des entreprises individuelles. La première partie s'interroge sur les résultats au niveau du bassin versant d'une analyse-coût-efficacité des programmes de réduction des pollutions diffuses ; la seconde partie envisage les critères de choix entre programmes et les arbitrages possibles entre équité et efficacité dès lors que l'on prend en compte une situation hétérogène.

Mots-clés : pollution diffuse, agriculture, analyse coût-efficacité, ressource en eau

Abstract

This paper analyses different possible methods for regulating nonpoint-source water pollution. One can adopt the "cost-effectiveness" approach (Baumol and Oates) which relates the physical impact of different solutions for reducing polluting emissions and the corresponding costs of the polluting agents. However, the regulating agency might have to choose between solutions that privilege physical criteria of effectiveness, which corresponds to the polluter pays principle, and other solutions that put more importance on economic criteria for minimising the social cost of regulation, *i.e.* between equitable and economically efficient solutions. It is unlikely that the physical and economic criteria will coincide *a priori*. The firms that pollute the most are not necessarily those that have the lowest abatement costs.

In the framework of an interdisciplinary research programme on nonpoint-source pollution related to agriculture in the region of La Côte Saint-André, Isère, we got detailed information that enable an analysis of the terms of choice mentioned above. It is possible to know precisely the environmental and economic impact on each individual agent of different preventive programmes for reducing nonpoint-source pollution. The research shows the possible increase in efficiency if the regulatory agency moves from global preventive programmes applied at the level of the water supply basin to a more decentralised policy that can be modulated in terms of the physical and economic performance of individual firms. The first part of the paper analyses the results of a cost-effectiveness analysis applied to various preventive programmes applied at the water supply basin level. The second part analyses the criteria of choice between programmes and the trade-offs between equity and efficiency when one takes into account a heterogeneous situation.

Key-words : nonpoint source pollution, agriculture, cost-effectiveness analysis, water resource

JEL classification codes : C15, H71, Q16, Q25

L'économie de l'environnement, face au problème des externalités négatives, préconise de réduire l'écart entre coûts privés et coût social en se référant à un optimum de pollution qui permet de maximiser le bien-être social en égalisant le coût marginal des dommages et le coût marginal de réduction de la pollution. Cependant, il est souvent difficile, voire impossible, d'évaluer la fonction des dommages. Dans ce type de situation, on utilise en général, dans la filiation de Baumol et Oates (1971, 1988), des solutions de second rang selon une approche dite "*coût-efficacité*". Mais il y a plusieurs modalités de mise en œuvre de ce type de solution. Deux d'entre elles semblent *a priori* adaptées au cas des pollutions diffuses, qui constituent l'objet de ce papier :

1. Beaucoup d'auteurs privilégient une entrée par les instruments économiques, en suivant l'approche dite "*charges and standards*", dans la perspective de la détermination d'une politique environnementale. Celle-ci comprend deux étapes distinctes (Cropper et Oates, 1992) :

- Tout d'abord on substitue à la courbe des dommages un objectif de qualité de l'environnement. Cet objectif exprimé en général sous la forme d'une norme physique, est défini de manière exogène par la puissance publique. Elle devient donc une norme sociale par rapport à laquelle se prendront les décisions économiques des agents.
- Ensuite, on met en place un système de régulation efficace par le canal d'instruments économiques (en général une taxe sur les rejets¹) permettant d'atteindre au moindre coût l'objectif environnemental recherché.

Par rapport à une approche de type "*command and control*", l'intérêt de cette solution est de réduire fortement les coûts d'information et de contrôle sur la réduction des pollutions. Baumol et Oates (1971) ont montré que ce système de régulation est efficace (et non plus optimal) lorsque le montant de la taxe est égal au coût marginal de réduction de la pollution au niveau de la norme. La taxe incite alors les agents à adopter des technologies de réduction de la pollution moins coûteuses.

En fait cette solution apparemment simple, est cependant délicate à mettre en œuvre dans le cas des pollutions diffuses du fait de la difficulté d'observation des rejets de polluants sur lesquels une taxe peut être assise et de l'impossibilité d'imputer les émissions polluantes à des agents précisément identifiés (droits de propriété mal définis). Les dérivatifs consistant à appliquer le système d'incitations aux intrants supposés engendrer la pollution (Harrington, Krupnick, Peskin, 1985) ont l'avantage de reposer sur une variable connue (les engrais azotés, par exemple) ; mais ils sont d'autant moins efficaces que le lien entre le facteur taxé et l'émission polluante est distendu et que la demande pour ce facteur est rigide par rapport aux prix (England, 1986 ; Rude et Dubgaard, 1989 ; Le Roch, Mollard, 1996). En outre, cette solution présuppose l'existence préalable sur le marché de techniques permettant de diminuer la pollution, techniques qui pourraient être adoptées par le seul jeu de la modification des rapports de prix. Inversement, si ces techniques n'existent pas, la taxe sera inefficace, en tout cas à court ou moyen terme. Il convient donc d'ouvrir la "boîte noire" des techniques pour mieux appréhender la faisabilité d'un tel système de régulation économique.

2. Il existe une autre approche, moins prisée par les économistes, mais pourtant fortement utilisée dans les sphères décisionnelles, qui est cohérente avec ce que l'on pourrait appeler le "paradigme de l'ingénieur" (Criqui, 1994). Par opposition à la précédente, qui est plutôt de type "*top-down*", celle-ci est construite à partir de données sectorielles précises décrivant les variables techniques et économiques mobilisables dans chaque situation concrète. Il s'agit d'analyses "*bottom-up*" proposées en particulier par les ingénieurs sous forme de scénarios techniques différenciés adaptables à chaque situation particulière et permettant *a priori* des réductions importantes de coûts. Cette approche échappe notamment à l'impasse technique sous-jacente aux approches précédentes et gagne en réalisme. Elle permet de concevoir, selon les domaines d'application, une gamme de solutions techniques possibles, depuis les solutions

¹ Les permis d'émission négociables font partie des instruments utilisés, notamment aux Etats-Unis, mais ils ne sont pas envisagés dans cette communication.

"end of pipe" jusqu'à des innovations plus radicales. Définis de manière détaillée, ces scénarios techniques permettent d'estimer les niveaux d'efficacité induits et les coûts correspondants. La question des normes et des instruments économiques susceptibles de favoriser l'adoption de ces solutions techniques n'est pas abordée dans ce type d'approche, mais rien ne s'oppose à ce qu'elle le soit.

Pourtant, lorsque l'on parvient à ouvrir la "boîte noire" des solutions techniques grâce à des informations abondantes et fines, le problème n'est pas pour autant plus facile à résoudre car le champ des possibles s'élargit. Il est par exemple envisageable qu'il existe des programmes préventifs permettant d'atteindre des niveaux croissants d'efficacité, mais à des coûts moins que proportionnels, ou de concevoir, pour le même objectif environnemental, des programmes de coût équivalent mais présentant des modalités différentes. Dans de tels cas, l'analyse coût-efficacité se complexifie puisqu'elle ne se contente plus de définir le programme le plus efficace pour atteindre une norme unique, mais elle s'interroge sur l'arbitrage possible de l'agent régulateur entre les coûts respectifs de différents programmes et leur niveau d'efficacité environnementale.

En fait, on peut réaliser une synthèse entre ces deux approches, plus complémentaires que concurrentes, en s'inspirant de la notion de "fonction environnementale" définie par R. Hueting (1980, 1997). Cette fonction introduit une gamme d'usages possibles de l'environnement selon un niveau croissant de qualité (ou de soutenabilité). En l'absence d'une courbe de demande pour ces usages, ceux-ci sont définis sous forme de normes physiques (sanitaires ou écologiques) correspondant à différents niveaux de qualité d'une fonction environnementale donnée. Ces normes peuvent être atteintes grâce à la mise en œuvre de programmes de préservation ou d'amélioration de la qualité de l'environnement dont on connaît la faisabilité technique et dont les coûts peuvent être calculés. Finalement le choix des solutions les plus satisfaisantes résultera d'un arbitrage entre le niveau d'efficacité atteint et le coût social. Ce choix sera donc fortement influencé par la forme de la courbe d'offre pour des qualités croissantes des services environnementaux : si les coûts croissent plus que proportionnellement aux gains de qualité obtenus, il pourra être plus avantageux, du point de vue du bien-être social, de choisir une solution moins coûteuse pour une qualité moindre de l'environnement.

Ce type d'approche présente l'avantage de mettre à plat, pour différents usages de l'environnement, un ensemble de solutions possibles entre lesquels l'agent régulateur aura à arbitrer. En particulier, celui-ci aura à choisir entre deux familles de solutions :

- les unes, cohérentes avec le paradigme de l'ingénieur, qui privilégient le niveau absolu de pollution ou la réduction maximale des émissions polluantes, c'est à dire des critères physiques ;
- les autres qui prennent plutôt en compte les coûts relatifs de dépollution des entreprises de façon à minimiser le coût social, c'est à dire des critères économiques.

Il y a peu de chances *a priori* pour que ces deux critères se superposent parfaitement. Les entreprises les plus polluantes ne sont pas nécessairement celles qui ont les coûts les plus faibles de réduction des pollutions. Dès lors, les politiques publiques visant à réduire les émissions polluantes auront nécessairement à choisir entre critères physiques, cohérents avec le principe pollueur payeur, et critères économiques visant à minimiser le coût social des politiques environnementales, autrement dit entre des solutions équitables et des solutions économiquement efficaces.

Au terme d'un travail de terrain réalisé pendant quatre années dans le cadre d'un programme interdisciplinaire de recherche sur les pollutions diffuses liées à l'agriculture, on dispose maintenant des informations détaillées indispensables (Bel et al, 1995 ; Mollard, 1997 ; Mollard, Vachaud, 1998) permettant d'éclairer les termes de ce choix pour ce type de pollutions. La recherche s'est déroulée sur la plaine de Bièvre-Liers (région de La Côte-Saint-André, Isère) qui s'étend sur environ 300 km² au Nord-Ouest de Grenoble. L'agriculture est l'activité économique dominante (1200 exploitations dont 800 à temps complet) et représente le noyau dur de la production intensive et commerciale du département. Grâce aux apports conjoints des hydrologues et des agronomes, il est possible de connaître assez précisément

l'impact environnemental et économique de différents programmes préventifs de réduction des pollutions diffuses, aussi bien au niveau de l'ensemble du bassin d'alimentation que pour chaque producteur individuel. L'avancement de la recherche permet donc de tester une situation qui tendrait vers une "planification pure et parfaite" dans laquelle l'agent régulateur connaît très bien l'hétérogénéité des entreprises par rapport aux pollutions émises et donc les conséquences précises pour chaque agent privé de différentes politiques publiques envisageables.

L'objectif de ce papier consiste donc à envisager l'augmentation des marges d'efficacité possibles, physiques et économiques, d'un agent régulateur lorsqu'il passe de programmes globaux de réduction des pollutions diffuses appliqués au niveau de l'ensemble d'un bassin versant à une politique plus décentralisée et modulable en fonction des performances physiques et économiques des entreprises individuelles. La première partie s'interroge sur les résultats au niveau du bassin versant d'une analyse-coût-efficacité des programmes de réduction des pollutions diffuses ; la seconde partie envisage les critères de choix entre programmes et les arbitrages possibles entre équité et efficacité dès lors que l'on prend en compte une situation hétérogène.

I. QUELLE EFFICACITE ET QUELS COUTS POUR DES PROGRAMMES DE REDUCTION DES POLLUTION DIFFUSES ?

Pour réaliser l'analyse coût-efficacité lui permettant de fonder le choix d'un programme de réduction des pollutions diffuses, l'agent régulateur doit répondre à trois questions : quels niveaux d'efficacité viser et comment les définir ? quels scénarios techniques privilégier ? quels sont les coûts des programmes envisagés ?

11. Quel référent d'efficacité ?

Normes ambiantes et émissions polluantes

En matière de pollutions diffuses, la qualité de l'environnement observée dans une ressource (air, eau, ..) ne correspond pas nécessairement aux émissions de polluants. Cela est vrai par exemple pour la pollution atmosphérique ou pour la pollution diffuse de l'eau. Pour définir un objectif d'efficacité pour les programmes de réduction des pollutions, il faut donc distinguer soigneusement ces deux niveaux (Kneese, 1973 ; Braden and Segerson, 1993) :

- d'une part un niveau observé de "**pollution ambiante**" (e) dans la ressource considérée, et un objectif de réduction de cette pollution défini par rapport à une "norme ambiante" ($e^* < e$). Dans le cas de l'eau, pollution ambiante et norme ambiante se mesurent par la concentration d'un polluant donné dans la ressource, par exemple des milligrammes de nitrates dans les nappes souterraines (mg/NO₃/litre). Si l'observation et la mesure d'une valeur excessive de e déclenche une politique correctrice, le passage de e à e^* , en revanche, n'est pas toujours immédiatement observable car il nécessite de prendre en compte les délais de transfert.

- d'autre part un niveau d'"**émission polluante**" (x) représentant le flux initial de pollution avant transfert, supposé être à l'origine de la pollution ambiante (e), et sur lequel va porter l'effort de réduction de la pollution. Dans le cas de la pollution azotée, l'indicateur retenu est calculé à partir des reliquats d'azote lessivables sous le système racinaire. Il est exprimé en kilos d'azote à l'hectare.

La relation entre pollution ambiante et émission polluante est définie par une fonction de transfert :

$$e = f [x(e), t]$$

dans laquelle e est la concentration terminale de polluants dans la ressource, x le flux initial d'émissions polluantes qui peut être observé ou estimé, e un facteur aléatoire qui fait varier x , principalement selon les conditions pédo-climatiques (température, pluviométrie, processus

bio-chimiques des sols) et t le délai de transfert des émissions polluantes vers la ressource. Dans le cas des pollutions diffuses de l'eau, il n'est pas possible *a priori* de désagréger x selon les différentes sources de pollution. Tout au plus peut-on distinguer x_a , x_i , et x_d pour différencier les pollutions d'origine agricole, industrielle ou domestique.

La question qui se pose alors est de savoir si l'on peut définir un niveau souhaitable d'émissions polluantes $x^* < x$, c'est à dire une norme d'émissions polluantes admissibles, telle que l'on atteigne la norme ambiante e^* au terme du délai de transfert t , compte tenu du facteur aléatoire e :

$$f[x^*(e), t] \leq e^*$$

Concrètement, pour le cas des pollutions diffuses dues à l'agriculture intensive étudiées ici, les apports de connaissances des hydrologues et des agronomes nous permettent de réduire en grande partie les incertitudes incluses dans la fonction de transfert.

Le temps de transfert $t+n - t$

Selon les hydrologues, les délais de transfert des émissions de la zone racinaire vers les nappes et les taux de dilution des solutés présentent une très grande variabilité en fonction de l'interaction de nombreux facteurs : nature des sols superficiels et profonds, puissance et dynamique des aquifères, écoulements préférentiels des eaux souterraines, profondeur des nappes, volume de la recharge annuelle par les apports d'eau (précipitations et/ou irrigation) relativement au stock de la nappe... (Mollard et al., 1998). En somme, les caractéristiques de la ressource en eau vont différencier les temporalités de transfert des polluants vers l'aquifère, en jouant un rôle de tampon entre les pollutions émises sous la zone racinaire et la concrétisation de cette pollution dans la ressource proprement dite. Mais il est généralement admis que tous les nitrates ayant quitté la zone racinaire se retrouveront tôt ou tard à la nappe, aux rares phénomènes de dénitrification naturelle près (nappes captives). L'économiste est alors tenté d'en conclure que l'on peut négliger le délai de transfert $t_{+n} - t$. On est donc ramené à :

$$e_{t+n} \gg f[x_t(e)]$$

La variable aléatoire e

Selon les agronomes (Sebillotte, Meynard, 1990), le facteur aléatoire dépend de trois ensembles de facteurs : la nature des sols qui détermine le taux de minéralisation (structure physico-chimique, microbiologie, hydrodynamique), la température qui conditionne l'importance de la minéralisation, et la pluviométrie (répartition et importance des précipitations) qui fait varier le drainage.

Face à l'aléa propre aux pollutions diffuses, l'économiste a la faculté d'introduire un raisonnement probabiliste (Shortle and Dunn, 1986 ; Segerson, 1988 ; Sweeny and Shortle, 1990) ou de retenir les conditions les plus défavorables en s'appuyant sur le principe de précaution. Compte tenu en particulier des conditions pédologiques propres à notre site d'observation (sols caillouteux et terrains filtrants majoritaires), nous avons opté pour la seconde solution, en estimant que ces conditions spécifiques généraient un risque maximal en terme de lixiviation des nitrates et de niveau de pollution. La fonction de transfert peut éliminer le facteur aléatoire et devient donc :

$$e_{t+n} \leq x_i^{*Max}$$

L'indicateur de pollution x^{Max}

Précisons tout d'abord que les émissions industrielles (x_i) et domestiques (x_d) d'azote peuvent être assimilées à des pollutions ponctuelles et ne posent pas de problème particulier d'évaluation, en particulier sur notre zone d'étude. En ce qui concerne x_a , nous adoptons le raisonnement des agronomes en termes de "systèmes de production polluants" (Lacroix, 1995) : c'est à dire que le niveau d'émissions polluantes est fonction non seulement de la

quantité d'engrais azotés consommée, mais beaucoup plus largement de la structure de la production, de l'importance de l'élevage, des successions culturales et des pratiques cumulées de fertilisation (Moxey et White, 1994 ; Pan et Hodge, 1994 ; Vatn et al., 1997). C'est donc selon cette orientation que nous avons mis au point un indicateur d'émissions polluantes agricoles exprimé en kgs d'azote résiduels par hectare sous le système racinaire (pour les modalités de calcul, cf. Annexes, Texte 1).

L'indicateur des émissions polluantes totales (x^{Max}) n'a donc plus qu'un lien relâché avec la pollution ambiante de la ressource (e). Sa correspondance avec la concentration potentielle en nitrates dans la nappe peut cependant être approximée en tenant compte de la conversion de N en NO_3 et d'une lame drainante de 300 mm d'eau en moyenne annuelle, observée pendant les 30 dernières années².

Selon cet indicateur, les fuites d'azote lessivable imputables à l'ensemble des exploitations de la plaine de Bièvre-Liers peuvent être estimées en moyenne à 54 kg/ha, soit 1 610 tonnes d'azote par an. Les émissions polluantes émises par les activités domestique, industrielle et celles liées à la forêt ont été évaluées à 303 tonnes d'azote par an, soit seulement 16 % de l'ensemble (Mollard, Vachaud, 1998). Au total, on peut donc considérer que ces fuites d'azote correspondent à une concentration moyenne de la recharge de la nappe de **64 mg de nitrates par litre d'eau** (1 914 tonnes d'azote pour 132,7 millions de m^3 d'eau). Cette évaluation de la concentration potentielle de la nappe en NO_3 est assez élevée puisqu'elle dépasse nettement la norme de potabilité de 50 mg/l et qu'elle représente le double des concentrations en nitrates constatées actuellement dans la partie inférieure de la nappe de la plaine de Bièvre-Liers, où est prélevée l'eau potable. En effet, selon les données DDASS concernant 22 captages, la concentration moyenne s'élevait à 32,5 mg/l en 1995, avec une grande variabilité selon les captages (16 à 48 mg/l).

Autrement dit, en reprenant les variables précédentes, aujourd'hui e est égal à 32,5 mg/l ; mais à l'horizon t_{+n} , e est susceptible de prendre la valeur estimée actuelle de x^{Max} , soit 64 mg/l. On cherche donc les scénarios techniques susceptibles de réduire rapidement x^{Max} dans une fourchette 25mg $\leq x^*_{t_{+n}} < 50\text{mg}$, de telle sorte que l'on soit certain que e^* soit inférieur ou égal à la norme à l'horizon de transfert t_{+n} . On peut donc dire que l'abattement des émissions polluantes recherché ($x^{Max} - x^*_{t_{+n}}$) constitue le meilleur indicateur possible de la réduction souhaitée de la pollution ambiante de la ressource ($e - e^*$).

12. Scénarios techniques et programmes de réduction des pollutions diffuses

Les recherches des agronomes mettent en évidence la grande complexité des facteurs de transfert des nitrates dans les sols et débouchent sur un grand nombre de solutions possibles pour réduire les risques de pollution azotée (Lacroix, 1995). La majeure partie de leurs recommandations touche directement à la gestion de l'azote et de l'interculture.

Mieux gérer l'azote est une proposition apparemment banale qui consiste à tenir compte de toutes les sources d'azote (apportées ou non) pour ajuster la fertilisation en fonction d'un rendement-objectif moyen raisonnable. Elle se révèle complexe à appliquer et d'une efficacité limitée, compte tenu de l'accroissement cumulatif de la minéralisation des sols consécutif à l'intensification des agro-systèmes (Addiscott et al., 1991). La gestion de l'interculture est donc complémentaire, notamment grâce à l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrates avant les cultures de printemps.

Des solutions plus radicales fondées sur une révision des itinéraires techniques dans le sens d'une extensification et d'un aménagement adapté de l'espace commencent à voir le jour. Cela consiste à modifier les itinéraires techniques et cultureux, par exemple à diversifier les productions ou à réduire de manière drastique les niveaux de fertilisation et les consommations d'intrants, en acceptant des objectifs de rendement inférieurs aux potentialités agricoles. On peut aussi, à plus long terme, réaménager les espaces à risques : protection des périmètres de

² Ainsi, selon cette approximation, une émission polluante de 34 kgs d'azote par hectare (x^*) correspond à une concentration de 50 mg de NO_3/l dans la nappe (e^*), cf. Mollard, Vachaud, 1998, pp. 77-78.

captages, mise en jachère de parcelles présentant un intérêt environnemental, voire gestion coordonnée de quotas de cultures polluantes.

Au total, deux voies sont donc proposées pour réduire les pollutions agricoles : la première, qui consiste à mieux gérer l'azote et l'interculture, est applicable immédiatement et peut être proposée sous forme de programmes opérationnels aux agriculteurs ; la seconde s'inscrit dans une perspective de plus long terme et nécessite des délais et des coûts de développement pour se mettre en place. Parmi ces différents scénarios techniques, seuls les plus simples à mettre en œuvre ont été expérimentés en 1995 et 1996 sur des exploitations volontaires, dans le cadre du programme interdisciplinaire de recherche de La Côte-Saint-André. Leur faisabilité technique et économique et leur impact sur la réduction des pollutions ont été testés sur 20 exploitations agricoles, conduisant à définir trois programmes préventifs comme base possible d'une politique publique de la qualité de l'eau souterraine³ :

- le programme **FARM** (Fertilisation Ajustée sur le Rendement Moyen) consiste à la fois à limiter les objectifs de rendement à la moyenne des 5 dernières années et à optimiser la fertilisation azotée, y compris la gestion des effluents d'élevage, par rapport à cet objectif. C'est le scénario de base minimal qui doit être appliqué à toute entreprise pour réduire les pratiques de surfertilisation. Il s'agit d'un scénario d'un coût économique modéré pour les entreprises agricoles.
- le programme **FARM + CIPAN** cumule le précédent avec la mise en place systématique de "cultures intermédiaires pièges à nitrates" avant les cultures de printemps et une meilleure gestion des résidus de récoltes (broyage/enfouissement des cannes de maïs). Il consiste donc à réduire les fuites d'azote pendant l'interculture. Il induit des contraintes techniques et de travail notables qui se répercutent plus fortement sur les coûts des entreprises.
- le programme **DISC** est ciblé sur la "diversification des systèmes de cultures". Il est plus complexe à mettre en œuvre que les deux précédents, et donc plus difficile à expérimenter. En effet il nécessite une modification importante des structures de production avec une réduction des cultures de printemps, notamment de la culture du maïs et, éventuellement, l'introduction de prairies en cas d'élevage. C'est un scénario certainement coûteux mais qui garantit une réduction durable et significative de la pollution azotée. Son impact technique et économique est encore insuffisamment évalué.

13. Analyse coût-efficacité de programmes de réduction des pollutions pour le bassin versant

Quelles performances et quels coûts pour les programmes envisagés ?

L'analyse coût-efficacité nous permet de rechercher quelle performance les programmes définis ci-dessus permettent d'atteindre en terme de réduction des émissions polluantes et à quels coûts. Grâce à une base de données presque exhaustive constituée sur 807 exploitations de la Plaine de Bièvre-Liers à partir des déclarations PAC 1994 et 1995, on a pu évaluer pour chacune d'elles l'indicateur d'émissions polluantes x_a . Par simple aggrégation, et sous l'hypothèse d'émissions non agricoles constantes, on a donc simulé pour l'ensemble du bassin d'alimentation l'impact global des 2 programmes les mieux référencés en terme de réduction des émissions polluantes (FARM et FARM+CIPAN)⁴. Il s'agit bien d'une **simulation**, c'est à dire que les entreprises sont supposées capables d'adopter sans difficulté les solutions techniques envisagées et que leur efficacité est censée être maximale sans délai, ce qui ne serait évidemment pas le cas dans la réalité et nécessiterait la mise en œuvre d'un système d'incitations.

³ Le terme de "scénario" renvoie à une démarche expérimentale de recherche ciblée sur un objectif technico-économique et testée sur des exploitations, tandis que celui de "programme" s'inscrit dans la perspective d'une politique publique applicable à l'ensemble du bassin versant.

⁴ Le scénario DISC n'a pas été pris en compte dans la simulation, car il n'a pas encore réuni suffisamment de références expérimentales, tandis que les programmes FARM et FARM + CIPAN ont bénéficié de mesures expérimentales pendant deux campagnes agricoles sur 4 exploitations.

Quels coûts sont pris en compte ? Ce sont seulement les coûts directs entraînés pour les entreprises lorsqu'elles mettent en œuvre l'un ou l'autre des programmes de réduction de pollution. Pour le programme FARM, il s'agit principalement de pertes de recettes liées à une baisse des rendements, déduction faite des économies réalisées sur les engrais. Pour le programme FARM+CIPAN, s'ajoutent aux coûts précédents les coûts d'implantation (et d'enfouissement) des cultures intermédiaires (semences, matériel et travail). Du fait que le travail supplémentaire doit être mobilisé en période de pointe, on ne peut admettre que le coût marginal du travail familial est nul. Le travail nécessaire a donc été valorisé au coût de l'heure salariée d'une entreprise de travaux agricoles. Ce poste est un élément explicatif majeur de la différence de coûts entre les deux programmes considérés.

Par contre, à ce stade de la recherche, les coûts de l'agent régulateur : information, contrôle, coûts administratifs, ne sont pas pris en compte, alors qu'ils peuvent être déterminants dans le choix de l'un ou l'autre des programmes (Russell and Shogren, 1993). On sait cependant deux choses à leur sujet :

- le contrôle du programme FARM, dont l'essentiel est une réduction de fertilisation, est très difficile à réaliser, sauf à des coûts élevés, tandis que la matérialité de l'implantation des cultures intermédiaires est facile à constater et entraînerait donc des coûts supplémentaires de contrôle assez faibles dans le cas de FARM + CIPAN.

- l'information nécessaire pour calculer les émissions polluantes et le coût des programmes existe déjà en grande partie. Sa mobilisation n'entraînerait donc qu'un coût marginal faible : les reliquats d'azote sous le système racinaire (indicateur d'émissions polluantes) sont pour l'essentiel déjà disponibles dans les données annuelles recueillies par les DDA pour l'application de la PAC ; les aspects économiques peuvent être évalués par le canal des données comptables d'entreprises.

En s'en tenant aux coûts directs, on obtient donc les résultats suivants :

Tableau 1. Analyse coût-efficacité comparée de deux programmes préventifs

	FARM	FARM + CIPAN
Niveaux d'efficacité obtenus		
Reliquat de N sous racines (kg N/ha)	34,2	17,3
Réduction émissions agric. (Tonnes N)	- 495	- 920
<i>soit, en %</i>	- 37 %	- 68 %
Concentration attendue (mg/l)	≈ 44	≈ 27
Coût total des programmes		
Par exploit. concernée (francs)	4300	10 290
Par hectare concerné (francs)	146	347
Total plaine Bièvre (Kilo-francs)	3 490	8 304
Par habitant (francs)	87	208
Coût unitaire d'abattement (en francs par Kg d'azote abattu)	7,04	9,03

Source : base de données 95 INRA/R&A

Résultats

1. Si l'on s'en tient à une analyse coût-efficacité classique et sans tenir compte des différences dans les coûts de contrôle et d'information, il ne fait pas de doute que le programme FARM est le plus efficace et doit être adopté. En effet, il permet *a priori* de garantir, en moyenne, le respect de la norme de potabilité de 50 mg/l pour un coût nettement plus faible que le programme FARM + CIPAN. Cependant deux nuances doivent être prises en compte par l'agent régulateur :

- le programme FARM n'atteint la norme qu'en moyenne et il ne garantit pas que la totalité des captages respectent la norme de potabilité. En effet, la variabilité constatée actuellement selon les captages (de 16 à 48 mg/l) ou selon les communes est telle que la concentration moyenne de l'ensemble du bassin d'alimentation devrait plutôt voisiner 35 mg/l pour que soit éliminé tout risque de dépassement de la norme dans les captages les plus pollués.

- mais en outre, l'application de ce programme serait paradoxale puisque, tout en réduisant les émissions polluantes actuelles de 37 %, il aboutirait néanmoins à une dégradation importante de la qualité de l'eau potable (44 mg/l) par rapport à celle qui est constatée dans les captages aujourd'hui (32,5 mg/l). Autrement dit, une dépense annuelle de 3490 KF sur la plaine de Bièvre-Liers se solderait à terme par une dégradation de la qualité de l'eau de près de 40 %...

2. A l'inverse, le programme FARM + CIPAN paraît *a priori* trop ambitieux car il se traduirait par un coût global plus de deux fois plus élevé. Certes, ce peut être le prix de l'aversion pour le risque, car une concentration moyenne de 27 mg/l garantit avec certitude d'atteindre la norme de potabilité dans tous les captages et permet même de préserver, voire d'améliorer, la qualité actuelle de l'eau potable. Mais, en passant de FARM à FARM + CIPAN, l'accroissement des coûts de dépollution est plus que proportionnel aux gains de qualité prévisibles, ce que traduit bien l'augmentation du coût unitaire d'abattement de 7 F à 9 F. Le jeu en vaut-il la chandelle ? En l'absence d'une évaluation du gain de bien-être permis par l'amélioration de la qualité atteinte, une analyse coût-bénéfice est impossible à réaliser et la solution reste indéterminée.

Entre ces deux solutions alternatives : FARM moins coûteux, mais peut-être insuffisamment efficace ; FARM + CIPAN très efficace, mais au prix d'un coût élevé, on peut être tenté de rechercher des **solutions intermédiaires** à travers une application progressive ou partielle de ces programmes. Au stade actuel, on ne dispose en effet que de deux valeurs du rapport global coût-efficacité pour l'ensemble des entreprises de la plaine de Bièvre-Liers, c'est à dire de deux points seulement sur une courbe d'offre de dépollution. Dans l'esprit de l'approche en terme de fonction environnementale de R. Huetting, on peut chercher à construire une courbe continue de l'offre de dépollution par les agents individuels, en ayant recours à des informations beaucoup plus nombreuses grâce à l'accès aux données individuelles d'entreprises. On constate alors, en exploitant ces informations plus abondantes et fines, que le champ des possibles s'élargit pour l'agent régulateur : le nombre de solutions envisageables s'accroît, différentes modalités de mise en œuvre des programmes sont possibles et les critères entre lesquels il faudra arbitrer augmentent. Apparaît en particulier un dilemme délicat entre efficacité économique et équité.

II. QUELS CRITERES DE CHOIX DES PROGRAMMES ET QUELS ARBITRAGES ENTRE EFFICACITE ET EQUITE EN SITUATION HETEROGENE ?

L'accès aux données individuelles d'entreprises peut permettre à l'agent régulateur de prendre en compte l'hétérogénéité éventuelle des agents pollueurs et la diversité de leur situation par rapport à l'application d'un programme donné : vraisemblablement, les agents considérés sont inégalement pollueurs et ont des coûts différents de dépollution. La prise en compte de ces hétérogénéités permet d'envisager une variation des critères d'application des programmes de réduction de la pollution, par exemple en choisissant de mettre d'abord à contribution les plus pollueurs (principe pollueur-payeur, conforme à une règle de justice), ou au contraire de mettre

la priorité sur les producteurs ayant les coûts de dépollution les plus bas (principe d'efficacité économique et de minimisation du coût social).

Cette opposition entre équité et efficacité est classique en économie (Sen, 1987), notamment en économie de l'environnement (Henry, 1990). Par exemple, la littérature met en évidence qu'une taxe sur les rejets peut avoir des effets néfastes sur la répartition entre agents des coûts de programmes de réduction de la pollution (Cropper and Oates, 1992). Mais on montre aussi que la prise en compte d'une contrainte d'équité (critères d'effluents individuels) peut être source d'inefficacités et exige, en outre, des coûts d'information et de contrôle très élevés (Kneese and Bower, 1972) ; réciproquement, la recherche de l'efficacité économique, donc du coût social minimal, peut apparaître comme une première condition de l'équité. Cela revient alors à rallier l'orientation préconisée par Baumol et Oates (1971) selon laquelle l'application d'une taxe unitaire sur les émissions suffit en général à garantir le coût social minimal en égalisant automatiquement les coûts marginaux de dépollution.

L'analyse des informations disponibles dans le cas de la plaine de Bièvre-Liers nous permet d'apporter une contribution à ce débat dans le cas des pollutions diffuses. Les données réunies privilégient l'entreprise comme niveau pertinent de régulation puisqu'elle est le lieu où se forme le revenu et où se prend toute décision économique privée. Elles permettent de différencier les niveaux relatifs de pollution des agents et leurs coûts d'abattement.

21. Les exploitations les plus polluantes ne sont pas les plus efficaces

Si les exploitations les plus polluantes sont également celles qui ont les coûts d'abattements les plus faibles pour un programme donné, alors l'agent régulateur n'a pas d'état d'âme : en appliquant le même programme à tous il peut obtenir un "double dividende" puisqu'il est certain d'être à la fois efficace et équitable. Si au contraire tel n'est pas le cas, il faudra alors qu'il arbitre entre différentes solutions. Pour le savoir, il faut donc comparer la distribution des émissions polluantes et des coûts d'abattement entre les exploitations.

La pollution moyenne des exploitations de la plaine de Bièvre-Liers, évaluée pour les pratiques de fertilisation les plus courantes, est estimée à 54 kgs d'azote lessivable par hectare, 90 % d'entre elles se situant au-dessus du seuil critique de 34 kgs (cf tableau 2). Il y a donc à la fois une généralité des situations à risques et une hétérogénéité des niveaux absolus d'émissions polluantes (coefficient de variation de 30 %, min. = 8 kgs, max. = 118, 4 kgs). Il n'y a guère de variable explicative identifiable de cette distribution, le niveau de pollution n'étant que très faiblement déterminé par la structure de production des exploitations : présence ou absence d'élevage, chargement en UGB/ha, importance des cultures de printemps, du maïs irrigué...⁵.

Le coût d'abattement moyen d'un kilo d'azote est sensiblement moins élevé avec le programme FARM qu'avec le programme FARM + CIPAN (7 F. et 9 F.). Par contre, la distribution de ces coûts entre les exploitations montre des dispersions très différentes (respectivement 51% et 27 % de coefficient de variation). Ceci souligne que certaines exploitations ont une efficacité économique plus grande pour réduire les émissions polluantes, surtout dans le programme FARM⁶. Cependant, les coûts d'abattement unitaires n'ont qu'une liaison extrêmement faible avec la structure de production des exploitations : quelque soient les variables de structure considérées, le coefficient de corrélation n'est jamais très élevé (de 31 % à 44 % selon les variables).

⁵ La corrélation de ces différentes variables avec le niveau d'émissions polluantes pour l'ensemble des exploitations est assez faible : le coefficient R^2 calculé en fonction de la part des cultures de printemps dans la surface totale est égal à 59% sur l'ensemble des exploitations ; pour les seules exploitations d'élevage, si on tient compte, en plus, du chargement en Unités de Gros Bétail (UGB) / ha, on obtient un R^2 égal à 68,5% ; pour les seules exploitations de cultures, si on prend en compte aussi l'importance du maïs irrigué, le coefficient R^2 est de 60%.

⁶ Il est à noter que 24 exploitations font des économies en appliquant FARM. Il s'agit d'exploitations qui comportent une surface relativement importante en maïs irrigué, culture pour laquelle la résorption des excédents de fertilisation engendre moins de risques de pertes de rendements.

Tableau 2. Structures d'exploitations et coûts d'abattement selon le niveau de pollution

Classes émissions pollut. (Kgs de N/ha)	Nombre exploitat.	SAU moy./expl. hectares	% exploit. avec élevage	UGB/expl. avec élevage	FARM Coût d'abattemt en F/kg de N	FARM+ CIPAN Coût d'abattemt en F/kg de N
< 17	13	26,7	31	34,5	9,08	9,98
17-34	65	24,5	48	25,4	8,31	9,52
34-50	145	29,1	47	21,4	9,54	10,45
50-70	424	34,8	36	28,9	8,43	9,80
70-90	140	28,7	27	33,9	4,50	7,38
90-120	20	9,6	20	54,5	4,44	6,39
Moyenne et σ 54 \pm16,04	Total 807	31,1	37	27,8	Moyenne et σ 7,04 \pm4,15	Moyenne et σ 9,03 \pm2,57

Sources : base de données 95 INRA/R&A, INRA-Laon, ISARA

La mise en relation des ces deux principales variables - niveaux d'émissions polluantes et coûts d'abattement - appréhendées par exploitation, permet de conclure clairement que les exploitations les plus polluantes ne sont pas les plus efficaces. Il n'existe en effet aucune liaison fonctionnelle, linéaire ou non linéaire (R^2 maxi = 6% ; η^2 maxi = 8%), entre niveaux de pollution et coûts d'abattement. Une liaison n'est mise en évidence que dans les classes extrêmes, pour 15 % seulement des exploitations : 130 avec FARM et 110 avec FARM + CIPAN. Sur celles-ci, les coûts d'abattement sont plus faibles dans les exploitations les plus polluantes et plus élevés sur les exploitations les moins polluantes. Mais n'agir que sur ces exploitations serait bien insuffisant pour réduire les pollutions aux niveaux recherchés.

22. Quels critères d'arbitrage pour l'agent régulateur ?

Entre quelles solutions arbitrer, alors ?

- si l'agent régulateur ne souhaite pas choisir entre les deux variables définies ci-dessus, il n'a pas d'autre possibilité que d'appliquer à la totalité des entreprises l'un ou l'autre des deux programmes envisagés. Cela présente l'avantage de concrétiser l'interdépendance de tous les agents économiques face aux pollutions diffuses, quels que soient leur niveaux de pollution ou leur coût d'abattement. Il reste alors au régulateur à choisir entre deux objectifs de qualité de l'eau : une concentration moyenne de 44 mg/l avec FARM ou de 27 mg/l avec FARM + CIPAN. On a souligné précédemment les avantages et inconvénients de ces deux niveaux différents de qualité de l'eau. On note cependant qu'une solution combinée serait possible en définissant un sentier intertemporel de passage d'un programme à l'autre. Il serait imaginable, par exemple, d'appliquer en premier lieu le programme FARM à tous les agents, puis le programme FARM + CIPAN de manière sélective et incitative, par exemple aux entreprises les plus polluantes, selon des modalités à définir.

- si au contraire, l'agent régulateur recherche un objectif de qualité intermédiaire jugé plus satisfaisant, entre 44 et 27 mg/l, alors il doit inévitablement aller au-delà du programme FARM et opter pour une application partielle et différenciée du programme FARM + CIPAN. Dans cette perspective, il existe au moins un objectif pertinent, celui de la préservation à l'horizon $t+n$ de la qualité actuelle de l'eau potable. Cet objectif permettrait de contenir la progression de la concentration en nitrates dans les captages et de la maintenir à son niveau actuel (soit 32,5

mg/l) ; il garantit en outre que la norme de potabilité de 50 mg/l ne puisse jamais être dépassée dans l'un ou l'autre des captages. Mais il faut alors qu'il définisse le critère selon lequel seront sélectionnées les exploitations auxquelles sera appliqué en priorité ce programme, ce qui implique d'ériger une frontière plus ou moins arbitraire et contestable entre les agents pollueurs.

Le choix entre ces différentes solutions dépend en grande partie de la définition de l'objectif de réduction des pollutions diffuses qui sera défini par la politique publique de qualité des eaux souterraines : 44, 32,5 ou 27 mg/l. Mais l'économiste peut néanmoins mettre en évidence les implications économiques des arbitrages à effectuer, notamment entre solutions efficaces et solutions équitables, à trois niveaux différents.

Le choix du domaine de régulation

La première faculté du régulateur est de choisir une population-cible, c'est à dire de définir le domaine de régulation. Plus précisément, pour un objectif donné, quelqu'il soit, il peut privilégier un programme modéré appliqué à **tous** les agents ou au contraire un programme ambitieux appliqué seulement à une partie d'entre eux. Les arguments ne manquent pas pour justifier le premier choix : l'interdépendance des agents face au caractère diffus et indivisible des pollutions, la possibilité de résorber aisément les inefficacités les plus générales et les plus criantes et la difficulté de définir des critères de sélection indiscutables entre les agents. Inversement, un choix plus sélectif permet d'agir avec la plus grande efficacité économique possible ou de la manière la plus juste possible en direction d'une **population-cible** très restreinte, qui serait plus facile à "réguler" et qui minimiserait les coûts d'information et de contrôle. Il faut alors définir la population-cible qui permet d'atteindre l'objectif de qualité environnementale défini.

On peut illustrer les incidences d'un tel choix dans le cas de la plaine de Bièvre-Liers. Supposons tout d'abord que l'objectif de réduction des émissions polluantes soit de 34,2 kgs de N/ha, de manière à atteindre une concentration moyenne de 44 mg de NO₃/l, sur l'ensemble du bassin versant. Deux solutions permettent de l'atteindre (cf. Annexes, Graphique 1) :

- le programme FARM appliqué à toutes les exploitations, avec un objectif moyen de réduction des émissions polluantes ; dans le cas analysé, un tel choix est légitimé par le fait que plus de 90 % de entreprises sont au-dessus du seuil admissible d'émissions polluantes.

- le programme FARM + CIPAN appliqué à une population plus restreinte, en privilégiant les entreprises qui ont le coût d'abattement le plus faible et en leur appliquant le programme par ordre de coût décroissant jusqu'à ce que l'objectif visé soit atteint.

Tableau 3. Coûts comparés de deux programmes pour un objectif de 44 mg/NO₃/l

	FARM Application générale	FARM + CIPAN selon critère d'efficacité
Coût total plaine Bièvre-Liers (en Kfrancs)	3490	3544
Coût par hectare concerné (en F.)	146	326
Coût moyen par exploitation concernée (en F.)	4324	9254
Nbre d'exploitations régulées	807	383
<i>Soit, en % de l'ensemble</i>	<i>100%</i>	<i>47%</i>
Nbre d'exploit. polluantes (>55kg N/ha = Me)	404	234
<i>Soit en % de l'ensemble des exploit polluantes</i>	<i>100%</i>	<i>58%</i>

Source : base de données 95 INRA/R&A

Les résultats comparés de ces deux solutions permettent de tirer quelques enseignements :

- par rapport à l'ensemble des entreprises visées par le programme FARM, la population régulée est réduite de plus de la moitié dans le cas du programme partiel (47 %). Ceci a nécessairement des conséquences favorables sur les coûts de régulation et de contrôle. Mais en contrepartie il faut que le critère de sélection retenu soit viable et socialement évident.
- le coût global de ces deux solutions pour l'ensemble du bassin versant est presque identique. Mais les coûts unitaires, par hectare ou par exploitation, sont très différenciés allant du simple au double. Pour chaque agent, par conséquent, l'incidence de l'une ou l'autre solution est très différente.
- dans le programme partiel, les entreprises les plus polluantes (définies par rapport à la médiane de 55 kgs de N/ha) sont relativement épargnées (58 %). Plus précisément, 26 % des gros pollueurs (> 64 kgs, 3^o quartile) seraient écartés du programme, sans doute à cause de coûts d'abattement élevés ; inversement, 38 % des entreprises les moins polluantes (< 45 kgs, 1^{er} quartile) seraient mises à contribution, ce qui peut être contesté. Cette opposition est due au fait qu'il n'y a pas de corrélation entre niveau de pollution et coût d'abattement.

Autrement dit, dans ce cas de figure, on met bien en évidence la tension qui existe entre une solution "démocratique" qui rend tout le monde solidaire face à la pollution et qui, de ce fait, est socialement évidente et une solution qui se présente en partie comme inéquitable en faisant supporter la charge de réduction de la pollution sur des agents qui n'en sont pas responsables. Il faut remarquer en outre que cette tension n'est pas spécifique à un objectif donné de réduction des émissions polluantes. Toute solution consistant à restreindre le domaine de régulation par rapport à la population d'ensemble se heurterait aux mêmes problèmes d'acceptabilité. Ce serait vraisemblablement le cas si l'on devait choisir entre l'application de FARM + CIPAN à tous les agents ou de DISC à une population restreinte. On est confronté à la même difficulté lorsqu'il s'agit d'arbitrer entre des critères de niveaux de pollution ou d'efficacité économique pour atteindre l'objectif intermédiaire de préservation de la qualité de l'eau souterraine.

L'arbitrage entre niveaux de pollution et coûts d'abattement

On retrouve là un débat tout à fait classique en économie de l'environnement, tant pour le calcul de l'assiette d'une taxe "verte" que pour l'attribution de permis d'émission négociables. Ce débat se pose aussi, par exemple, dans le cas du changement climatique global, notamment depuis la conférence de Kyoto (Blanchard et al., 1998) :

- soit on adopte des critères physiques sur les émissions polluantes en appliquant en priorité les programmes aux entreprises à risques, ce qui revient à pénaliser le dépassement par rapport à une norme soutenable et, au-delà, à préparer un système de taxation sur le niveau de pollution. Un tel choix a l'avantage de correspondre à une certaine évidence et à un critère éthique ;

- soit on se réfère à des critères d'efficacité économique, en privilégiant les entreprises qui ont les coûts unitaires de réduction de la pollution les plus faibles. Ce choix "réaliste" apparaît plus cynique puisqu'il peut très bien conduire à exclure du programme les exploitations les plus polluantes dont les coûts d'abattement seraient très élevés.

Nous avons donc testé ces deux critères dans le cas de la plaine de Bièvre-Liers en appliquant le programme FARM+CIPAN jusqu'à ce qu'il atteigne l'objectif de 32,5 mg/l, pris comme référence de préservation de la qualité actuelle de l'eau. On l'applique tout d'abord selon un ordre décroissant d'émissions polluantes en commençant par les entreprises qui présentent les indices les plus élevés exprimés en kgs d'azote résiduels. On l'applique ensuite en priorité aux entreprises qui ont les coûts d'abattement de la pollution les plus faibles, en suivant un classement décroissant de leur rapport coût-efficacité (cf. Annexes, Graphique 2) :

Tableau 4. Coûts comparés de deux programmes pour un objectif de 32,5 mg/NO₃/l

	FARM + CIPAN selon critère pollution	FARM + CIPAN selon critère efficacité
Coût total plaine Bièvre-Liers (en Kfrancs)	7116	6726
Coût par hectare concerné (en F.)	376	336
Coût moyen par exploitation concernée (en F.)	12 020	10 727
Coût par kg d'azote abattu (en F.)	8,56	8,00
Nbre d'exploitations régulées <i>soit, en % de l'ensemble</i>	592 73%	627 78%
Nbre d'exploit. polluantes (>55kg N/ha = Me) <i>soit en % de l'ensemble des exploit polluantes</i>	404 100%	349 86%
Nbre exploit. Efficaces (>9,7 F./kg abattu = Me) <i>soit en % de l'ensemble des exploit efficaces</i>	321 79%	404 100%

Source : base de données 95 INRA/R&A

- Au niveau global, les coûts respectifs des deux programmes envisagés sont peu différents (l'écart est de l'ordre de 5 %), c'est à dire que le ratio coût-efficacité est presque identique. Cet écart limité s'explique par le fait que dans l'un et l'autre cas environ les ¾ des entreprises (73 % et 78 %) sont concernées et que l'on se situe donc dans la zone où les différences s'estompent entre les deux critères de sélection.
- Au niveau micro-économique, par contre, les différences sont un peu plus accentuées, que ce soit par hectare ou par entreprise. L'essentiel des entreprises les plus polluantes, en particulier les plus grosses (> 64 kgs, 3^o quartile) sont touchées par les deux solutions. Ce n'est pas tout à fait le cas pour les entreprises les plus efficaces (< 7,8 F/kg, 3^o quartile) dont un quart est exclu par le critère du niveau de pollution.
- Au total, il y a un léger avantage pour le programme FARM + CIPAN appliqué selon le critère d'efficacité économique par rapport au critère physique du niveau de pollution. Mais cet avantage est trop limité pour motiver un choix clair de politique publique en sa faveur. D'autres éléments, en effet, pourraient très bien inverser ce choix, par exemple les coûts d'information et de contrôle, la faisabilité technique ou l'acceptabilité sociale des solutions respectives. Finalement, dans une situation où l'adoption d'un principe d'équité ne coûte pas beaucoup plus cher, une stratégie de double dividende pousse à choisir le critère physique.

Dans les deux simulations successives que l'on vient de réaliser pour les objectifs de qualité de l'eau de 44 et 32,5 mg/l, une des difficultés vient de ce que les entreprises polluantes n'ont pas les coûts d'abattement les plus faibles. Dans les faits, les entreprises sont assez hétérogènes car les hectares qui les composent, selon les systèmes de cultures qu'ils portent, contribuent très inégalement aux émissions polluantes. Or les programmes de réduction des pollutions qui ont été simulés jusqu'ici s'appliquent à toute la surface de chaque exploitation dès lors que celle-ci répond au critère choisi du niveau de pollution ou d'efficacité économique. Il y a donc un risque d'inefficacité du programme si l'entreprise considérée comprend des surfaces peu polluantes ou des coûts d'abattement élevés. Par contre, si l'on prend mieux en compte l'hétérogénéité des systèmes de cultures au sein des entreprises, on peut réduire très sensiblement cette inefficacité.

La prise en compte de l'hétérogénéité technico-économique intra-entreprises

On a constaté, jusqu'à maintenant, une absence de corrélation entre le niveau de pollution et les coûts d'abattement sur les exploitations de la plaine de Bièvre-Liers. La prise en compte des systèmes de cultures⁷ peut modifier sensiblement cette conclusion, une exploitation comprenant en général plusieurs systèmes de culture. Chaque système se caractérise par des émissions polluantes spécifiques (Mollard, Vachaud, 1998). La réduction de ces émissions et leur coût d'abattement, pour un programme donné, ont donc de fortes chances d'être différents d'un système de culture à l'autre. Par conséquent, si l'on identifie les hectares appartenant à un même système de culture, on peut rechercher s'il y a une meilleure corrélation par hectare entre émissions polluantes initiales et coût d'abattement unitaire que par exploitation.

Cette recherche a été possible à partir de la base de données disponible pour la plaine de Bièvre-Liers. Elle donne les résultats suivants :

- Avec le programme FARM, le coût d'abattement unitaire varie fortement selon le type de culture sur lequel il est appliqué : faible pour le maïs (des économies sont même observées en maïs irrigué), élevé pour les céréales d'hiver (blé, orge). Cela provient de ce que les niveaux de surfertilisation s'avèrent beaucoup plus importants en culture de maïs qu'en céréales d'hiver. On le vérifie tout particulièrement sur les exploitations d'élevage où le maïs apparaît bien souvent comme une "culture poubelle" car il ne risque pas de baisse de rendement en cas d'excédent des apports d'azote. Au total, avec FARM, le coût d'abattement unitaire est inversement proportionnel au niveau de pollution émis par le système de culture ($R^2 = 0,69$), mais il présente une dispersion très forte (coefficient de variation de 153 %) due à la grande hétérogénéité de ces systèmes.
- Avec le programme FARM + CIPAN (cf. Annexes, Graphique 3), cette corrélation est encore plus nette ($R^2 = 0,85$). Cela s'explique par l'efficacité technique supplémentaire de ce programme par rapport à FARM seul, pour les systèmes de cultures les plus polluants (pois, maïs irrigué). Les excédents d'azote restants sont en effet éliminés en grande partie par les cultures intermédiaires pièges à nitrates. En outre, les disparités du coût unitaire d'abattement se réduisent (coefficient de variation de 68 %) car l'implantation de cultures intermédiaires est efficace aussi bien après des céréales d'hiver qu'après la culture du maïs ou du pois.

Autrement dit, l'abattement est économiquement plus efficace sur les systèmes de culture et sur les hectares les plus polluants. Les programmes de réduction des émissions polluantes devraient donc mieux prendre en compte l'hétérogénéité des entreprises selon l'affectation de leurs surfaces aux différents systèmes de cultures. Pourtant, les hectares ou les parcelles ne sont pas des agents économiques et on ne peut pas concevoir, bien que cela ait pu être imaginé, des politiques publiques qui privilégieraient uniquement une entrée "technique" aux solutions envisagées. Mais on peut néanmoins opter pour une modulation des programmes en fonction de l'affectation des hectares de chaque exploitation aux différentes cultures et du degré de pollution qui leur est attaché. En ciblant la régulation sur les niveaux de pollution les plus élevés, on serait assuré d'atteindre aussi les coûts d'abattement les plus faibles. Ces résultats montrent l'intérêt d'une modulation au niveau le plus fin et l'importance des gains d'efficacité que l'on pourrait en retirer. Ils indiquent en outre qu'à ce prix on contribuerait également à réduire en grande partie le dilemme récurrent entre le critère d'efficacité et le critère d'équité.

⁷Un système de cultures est défini par l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique. Chaque système de culture prend en compte la nature de la culture principale et de sa succession et les pratiques de fertilisation qui lui sont associées, compte tenu en particulier de la gestion des effluents d'élevage (Sebillotte, Meynard, 1990).

CONCLUSION

Les simulations réalisées dans le cadre du programme de recherche interdisciplinaire du site de La Côte-Saint-André mettent en évidence l'efficacité potentielle d'une politique publique flexible, décentralisée et modulable en fonction des performances physiques et économiques des entreprises pour réduire les pollutions. L'apport d'information que cela nécessite est important et se fait dans deux directions principales : l'hétérogénéité inter et intra-entreprises qui conditionne la variabilité des émissions polluantes et des coûts d'abattement ; les solutions technico-économiques disponibles, leur complexité et leur combinaison possible qui conditionnent l'atteinte des objectifs environnementaux recherchés.

Cet apport informationnel est important pour la conception d'un système de régulation qui permette aux agents pollueurs d'atteindre efficacement la norme de qualité visée. Cet apport joue à trois niveaux différents. Tout d'abord, la variété et la flexibilité des solutions techniques envisagées permet de viser des objectifs croissants et continus de qualité environnementale, en définissant pour chaque objectif la population-cible et la solution technique adaptée. Ensuite, la bonne connaissance de l'hétérogénéité inter-entreprises détermine le domaine de régulation qui maximise l'efficacité des instruments économiques incitatifs : soit l'ensemble des entreprises, soit une population restreinte mais bien ciblée. Enfin, l'information détaillée facilite la définition de l'assiette la plus pertinente de la taxe ou du transfert envisagé : une régulation par entreprise, mais modulée selon les systèmes de cultures les plus polluants, permettrait de réaliser d'importants gains d'efficacité. Dans le cas observé, elle résoud aussi pour une grande part le dilemme classique entre équité et efficacité, puisque la corrélation entre les niveaux de pollution et les coûts d'abattement devient de plus en plus forte au fur et à mesure que les niveaux d'observation prennent en compte les hétérogénéités intra-entreprises.

Ces perspectives se heurtent, par contre, au problème majeur des coûts d'information et de contrôle qui, s'ils se révélaient prohibitifs, annuleraient en grande partie les gains d'efficacité ainsi gagnés.

* *

*

REFERENCES

- Addiscott T.M., Whitmore A.P., Powlson D.S., 1991. *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*, CAB International, Leaper and Gard Ltd, Bristol, 170 p.
- Baumol W.J., Oates W.E., 1971, "The use of standards and prices for the protection of the environment", *Swedish Journal of Economics*, 73 : 42-54.
- Baumol W.J., Oates W.E., 1988. *The theory of environmental policy*, Cambridge University Press, 2ème édition, 297 p.
- Bel F., Lacroix A., Le Roch C., Mollard A., 1995. *Agriculture, environnement et pollution de l'eau : une perspective économique*, INRA/R & A, ESR-Grenoble, juillet, 211 p.
- Blanchard O., Criqui P., Trommetter M., Viguier L., 1998. *Différenciation, efficacité et équité internationale dans la lutte contre le changement climatique global*, Journées AFSE, "Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles", Toulouse, 11-12 mai, 18 p.
- Braden J.B., Segerson K., 1993. Information Problems in the Design of Nonpoint-Source Pollution Policy, in Russell C.S., Shogren J.F., (eds) *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, Kluwer Academic Publishers, pp. 1-36.
- Criqui P., 1994. Développement soutenable, prospective énergétique et changement technique, in *Les modèles du développement soutenable*, Actes du Symposium International, C3E et AFCET, Paris, 16-18 mars, Vol. I, pp. 327-338.
- Cropper M.L., Oates W.E. 1992. Environmental Economics : a survey, *Journal of Economic Literature*, XXX (2), june, 675-740.
- England R.A., 1986. Reducing the nitrogen input on arable farms, *Journal of Agricultural Economics*, 37 : 13-23.
- Harrington W., Krupnick A.J., Peskin H.M., 1985. Policies for Nonpoint-Source Water Pollution Control, *Journal of Soil and Water Conservation*, Jan-Feb., 40 : 27-32.
- Henry C., 1990. Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété, *Revue économique*, vol. 41, (2), mars, pp. 195-214.
- Huetting R., 1980. *New Scarcity and Economic Growth*, North Holland Publishing Company, Amsterdam New-York, Oxford University Press.
- Huetting R., 1997. *The parable of the carpenter*, European Symposium 'Environmental valuation', GD XII - European Commission, Les Vaux de Cernay, France, 4-7 October, 11 p.
- Kneese A.V., Bower B.T., 1972. Standards, Charges and Equity, in Dorfman R. and Dorfman N. (eds) *Economics of the Environment, Selected Readings*, W.W. Norton & Company Inc, New York, 426 p.
- Kneese A.V., 1973. Costs of Water, Quality Improvement, Transfer Functions and Public Policy, in Peskin H.M. and Seskin E.P. (ed), *Cost-Benefit Analysis and Water Pollution Policy*, The Urban Institute, Washington, D.C. pp. 175 - 205.
- Lacroix A., 1995. Des solutions agronomiques à la pollution azotée, *Cahiers Agricultures*, 4 : 333-42.
- Le Roch C., Mollard A., 1996. Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, (39-40), 2° et 3° trimestres, pp. 63-92
- McSweeney W.T. and Shortle J.S., 1990. Probabilistic Cost Effectiveness in Agricultural Nonpoint Pollution Control, *Southern Journal of Agricultural Economics*, July, 95-104.
- Mollard A., 1997. Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? une approche de la soutenabilité de la ressource en eau, *Natures-Sciences-Sociétés*, vol. 5, (3), septembre, 5-21.

- Mollard A., Vachaud G., (ed.) 1998. *Agriculture durable, protection du sol et des ressources en eaux souterraines : une approche interdisciplinaire*, Rapport final, Programme Environnement du XI^e Contrat de Plan Etat-Région Rhône-Alpes, LTHE/CNRS-INRA/R&A, janvier, 102 p. + annexes.
- Mollard A., Le Roch C., Lacroix A., Grappey C., Bel F., 1998. The choice of economic instruments applied to nonpoint water pollution : an economic approach based on the contribution of natural sciences, in O'Connor M., Ganslasser U. (eds), *Ecology and society : life sciences dimensions*, Filander Press, Francfort, 17 p.
- Moxey A., and White B., 1994. Efficient Compliance with Agricultural Nitrate Pollution Standards, *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1) : 27-37.
- Pan J.P. and Hodge I., 1994. Land use Permits as an Alternative to Fertiliser and Leaching Taxes for the Control of Nitrate Pollution, *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1) : 102-112.
- Rude S., Dubgaard A., 1989. *Policy Instruments to Control the Use of Nitrogen*, Report to the National Agency of Environmental Protection, Copenhagen: Institute of Agricultural Economics.
- Russell C.S., Shogren J.F. (eds), 1993. *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London, 345 p.
- Sebillotte M., Meynard J.M., 1990. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées, in Calvet, R. (éd.), "Nitrates, agriculture, eau", Versailles, INRA-Editions, pp. 289-308.
- Segerson K., 1988. Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 : 87-98.
- Sen A., 1987. *On Ethics and Economics*, Basil Blackwell, Oxford & Cambridge, 131 p.
- Vatn A., Bakken L.R., Lundeby H., Romstad E., Rorstad P.K., Vold A., Botterweg P., 1997. Regulating Nonpoint-Source Pollution from Agriculture : an Integrated Modelling Analysis, *European Review of Agricultural Economics*, 27 : 207-229.

ANNEXES

TEXTE 1. MODALITES DE CALCUL DE L'INDICATEUR DES EMISSIONS POLLUANTES D'ORIGINE AGRICOLE

L'indicateur x_a , calculé pour l'ensemble du bassin d'alimentation, résulte de l'agrégation, à ce niveau, des quantités d'azote potentiellement lessivables sous chaque système de culture dans les conditions pédo-climatiques les plus risquées :

$$x_a = \Sigma (Nrot_{ij} \times S_{ij}), \text{ où :}$$

$Nrot_{ij}$ est la quantité d'azote potentiellement lessivable sous la rotation culturale ij

S_{ij} est la surface consacrée à la rotation culturale ij

La quantité d'azote potentiellement lessivable sous la rotation culturale ij est calculée de la manière suivante :

$$Nrot_{ij} = Nf_{ij} + f(SF_i), \text{ où :}$$

Nf_{ij} = excédent d'azote minéral en début de drainage pour la rotation culturale ij , excédent estimé par les agronomes (INRA-Laon, ISARA)

$f(SF_i)$ = excédent d'azote minéral dû à la surfertilisation pour la culture i . Cet excédent résulte d'une fonction croissante des niveaux de surfertilisation (SF_i)

Les niveaux de surfertilisation ont été estimés en confrontant les préconisations des organismes de développement et les pratiques des agriculteurs, telles qu'elles ressortent d'une enquête auprès d'une vingtaine d'exploitations.

$$SF_i = B_i - (M_i + O_i + Fs_i + I_i), \text{ où :}$$

B_i = besoins en azote de la culture i , c'est-à-dire le nombre d'unités d'azote par quintal (selon les préconisations Pil'Azote) multiplié par le rendement moyen de la culture i

M_i = apports minéraux sur la culture i (selon enquête), en considérant que la totalité de l'azote contenu dans les engrais est utilisable

O_i = apports organiques sur la culture i (selon enquête et estimation de la pression organique de chaque exploitation), en considérant que la totalité de l'azote contenu dans les effluents est utilisable

I_i = apports par l'eau d'irrigation, estimés pour le maïs irrigué

Fs_i = fournitures du sol pour la culture i (selon les préconisations Pil'Azote pour les graviers superficiels)

Il faut noter que l'indicateur peut être calculé aussi au niveau de chaque exploitation k

$$x_k = \Sigma (Nrot_{ij} \times S_{ij}) / S_k$$

avec S_k , la surface totale de l'exploitation k .

GRAPHIQUE 1.

LE CHOIX DU DOMAINE DE REGULATION

Analyse coût-efficacité des programmes FARM ET FARM +CIPAN

GRAPHIQUE 2.

L'ARBITRAGE ENTRE NIVEAU DE POLLUTION ET COUT D'ABATTEMENT

Analyse coût-efficacité du programme FARM +CIPAN selon deux critères

GRAPHIQUE 3

**RELATION ENTRE EMISSIONS POLLUANTES ET COUT D'ABATTEMENT
POUR FARM + CIPAN SELON LES SYSTEMES DE CULTURES**