

La territorialisation des politiques environnementales. Le cas de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture¹

**Anne Lacroix, François Bel , Amédée Mollard
et Emmanuelle Sauboua**

Résumé

Le point de départ de cet article est la grande variabilité de la pollution nitrique diffuse de l'eau due à l'agriculture. Celle-ci dépend en particulier du climat, des types de sol et des systèmes de production agricole. Nos recherches réalisées de façon interdisciplinaire à partir de deux sites différents en France, montrent que cette hétérogénéité spatio-temporelle conditionne les pratiques agricoles mises en œuvre pour réduire la pollution au niveau de la norme admise. De ce fait, les pratiques les plus "coût-efficaces" diffèrent d'un territoire à l'autre, en fonction des caractéristiques locales. Ces résultats mettent donc en évidence une efficacité potentielle d'une territorialisation des politiques publiques. En théorie, de telles politiques sont considérées comme optimales par les économistes, car elles incitent les agents à moduler leurs efforts en fonction de la sensibilité du milieu. Mais, selon les études empiriques, cet avantage serait annulé par un coût élevé de mise en œuvre, de contrôle et de surveillance. Pour maintenir leur avantage sur des politiques uniformes, les politiques territorialisées devraient être mises en œuvre à un niveau spatial optimal. Un tel niveau devrait au minimum atteindre un compromis entre l'économie réalisée grâce à une modulation adaptée aux conditions locales et les sur-coûts dus à la décentralisation des solutions mises en œuvre. Cet article analyse la pertinence d'une prise en compte de ces spécificités par des politiques territorialisées. L'efficacité d'une régulation différenciée de la pollution nitrique est étudiée ici en évaluant l'importance de la variabilité spatiale des paramètres physiques et des coûts de la territorialisation.

Abstract

The paper starts with the wide variability of nonpoint water nitrogenous pollution generated by agriculture. This variability depends especially on climate, soil types and farming systems. Our interdisciplinary researches, carried out on two different sites in France, show that space and time heterogeneity influence farm practices to be implemented in order to reduce pollution at the standard level. Hence the most cost-effective farm practices are different from one place to another, depending on local characteristics. Therefore this result emphasises the potential efficiency of spatially targeted policies. Theoretically, such policies are considered optimal, since economic agents tune their efforts according to the sensitivity of the milieu where they operate. But, according to empirical analyses, this advantage is counteracted by a high cost of implementation, monitoring and enforcement. In order to maintain the advantage of site-specific policies versus uniform policies, the former have to be

implemented at an optimal level of space. This level should at least allow for a trade-off between lower expenses due to an appropriate tuning to the local conditions and heavier costs of decentralised measures. This paper deals with this specific question regarding territorialized policies. It is based on a study of the efficiency of differentiating the way this pollution is regulated, focussed on assessing the importance of spatial variability in physical parameters and in site-specific policies' costs.

Texte intégral

Dans tous les pays industrialisés, l'accroissement continu de la productivité par unité de surface, l'uniformisation des techniques et l'intensification de la production agricole pendant près de cinquante ans, se sont soldés par l'uniformisation de la politique agricole, fondée en grande partie sur une politique de soutien des prix proportionnelle aux quantités produites et peu différenciée selon les types d'exploitations. Seules les primes compensatrices des handicaps naturels et les subventions au titre du développement rural ont cherché à limiter un peu cette uniformisation, notamment en zone de montagne, en prenant en compte la diversité des espaces agricoles. Cette évolution longue s'est traduite dans les années 1980 par des impacts environnementaux de plus en plus négatifs sur les agro-écosystèmes : pollution de l'eau et des sols, de l'air, problèmes d'érosion, diminution de la biodiversité...

Un renversement s'est opéré peu à peu à partir des années 1990, en jetant les bases d'une agriculture durable remettant en cause ce modèle intensif, ou tout au moins l'infléchissant là où il engendre des externalités négatives importantes. Il est désormais clair que les systèmes techniques standardisés ont vécu, laissant la place à des systèmes plus diversifiés, adaptés aux caractéristiques du milieu dans lequel l'activité agricole se développe. En effet, *tout problème environnemental* — y compris ceux dont les effets sont globaux, comme par exemple la contribution de l'agriculture à l'effet de serre — *a toujours une origine locale*, même si celle-ci n'est pas toujours facile à identifier (pollutions diffuses). Si l'on admet que les émissions polluantes d'origine anthropique sont localisées, donc différentes d'un lieu à l'autre, cela incite à tenir compte d'une vulnérabilité différenciée des milieux et à définir des solutions techniques adaptées aux conditions de production locales. Cela pose aussi la question de politiques publiques également adaptées à des contextes différents.

L'objectif de cet article est de montrer, à partir de l'exemple de la pollution nitrique de l'eau, que la prise en compte de l'hétérogénéité des espaces et des milieux permet d'expliquer une bonne partie des différences de coûts de réduction de la pollution et qu'une politique qui s'appuierait sur cette différenciation a toutes les chances d'être efficace. L'analyse est conduite à partir d'observations et d'analyses que nous avons réalisées sur deux sites très différents en France : la plaine de Bièvre-Liers située dans l'Isère, à mi-distance entre Lyon et Grenoble (440 km²) et en Picardie le petit bassin versant de Bruyères-Montbérault (145 ha). Nous montrons tout d'abord que l'impact environnemental de l'agriculture est très hétérogène, principalement du fait des différences climatiques, des types de sol et des pratiques agricoles (section 1). Du fait de cette hétérogénéité spatio-temporelle, les solutions techniques à envisager pour réduire efficacement cette pollution diffèrent d'un site à l'autre, au gré des conditions locales (section 2). Il en découle une question : les politiques d'incitation à réduire la pollution ne devraient-elles pas être territorialisées ? D'ailleurs, il existe déjà des réglementations particulières à certaines régions : zones vulnérables, zones d'excédent structurel ... et la directive cadre sur l'eau dresse la perspective de gestions adaptées aux différents districts hydrographiques. Pourtant les économistes, en majorité, ne sont pas

convaincus du bien fondé de telles politiques. Nous examinerons donc les résultats de la littérature économique et nous en tirerons des enseignements pour la mise en œuvre de telles politiques (section 3).

1. Hétérogénéité spatio-temporelle de la pollution nitrique

L'hétérogénéité spatio-temporelle de la pollution nitrique peut être mise en évidence à partir de l'étude d'un cas volontairement simple et restreint : celui des flux d'eau et d'azote sous culture de maïs dans la plaine de Bièvre-Liers, située à proximité des Alpes et qui présente des réserves en eaux souterraines importantes par leur volume et leur exploitation. Les valeurs de concentration en nitrates dans les eaux prélevées ont sensiblement augmenté au cours des années 1980 et 1990. Aujourd'hui, elles atteignent des niveaux critiques de 40 mgNO₃/l et des dépassements de la norme de 50 mgNO₃/l ont été enregistrés. Cette évolution peut être mise en relation avec celle de l'agriculture qui est l'activité économique quasi-exclusive dans cette zone : recul des prairies au profit des cultures fourragères, accroissement des cultures industrielles... Aujourd'hui, les exploitations sont essentiellement orientées vers les grandes cultures et l'élevage bovin ; le maïs constitue la culture la plus fréquente : en 2000, il représente 21% de la SAU de la plaine de Bièvre-Liers.

Une de nos recherches sur ce site (Sauboua, 2001) s'est focalisée sur la monoculture de maïs dont le rôle dans le processus de pollution a été maintes fois établi : elle incite à la surfertilisation car le rendement du maïs n'est pas pénalisé par un excès d'azote et son interculture longue laisse le sol nu durant toute la période de drainage. L'analyse a pour but de quantifier la variabilité des flux d'eau et d'azote sous culture par la modélisation de différents scénarios de pratiques culturales dans des contextes pédo-climatiques variés et représentatifs de la zone d'étude.

Le modèle utilisé (STICS, Simulateur mulTidisciplinaire pour les Cultures Standard) est développé par l'INRA et simule l'impact du climat, du sol et de la conduite des cultures sur la production végétale et sur l'environnement (cycles de l'eau, du carbone, de l'azote). Il prédit de manière robuste (Brison et *alii*, 2002 et 2003; Ruget et *alii*, 2002) la concentration en nitrates de la lame d'eau qui s'infiltre dans le sol. Sous l'hypothèse d'un flux conservatif des nitrates en dessous de ce niveau (faible activité microbologique, conditions aérobies défavorables à la dénitrification), on peut considérer que la qualité de l'eau qui draine au-delà de ce niveau affecte directement la nappe.

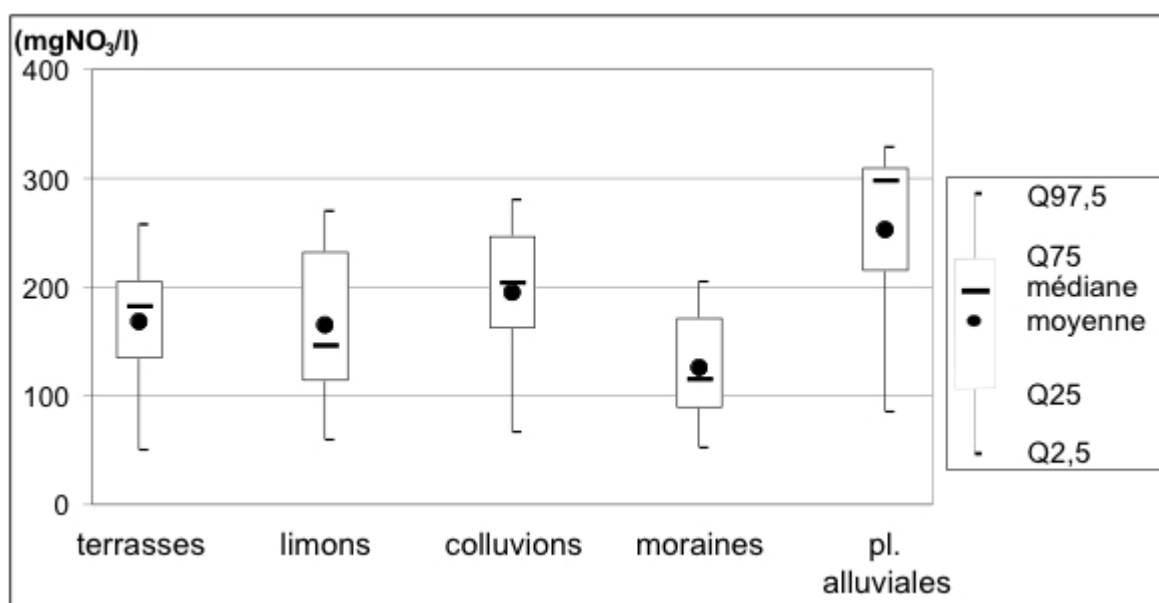
Les simulations ont concerné dix années climatiques et cinq classes de sol. La période retenue (1988-1998) illustre bien la variabilité du climat par des années contrastées en terme de températures moyennes annuelles (de 10.5 à 12 °C) et de bilan hydrique (valeurs annuelles variant de -365 mm pour le plus fort déficit en eau, à +580 mm). Bien que la région d'étude présente une certaine cohérence géomorphologique et pédologique, cinq familles de sols peuvent être distinguées (terrasses d'alluvions anciennes, limons, colluvions, moraines et plaines alluviales récentes).

Selon ces conditions de simulation, l'espérance de concentration en nitrates de l'eau drainée sous maïs non irrigué est de 180 mg/l lorsqu'il est conduit selon la pratique-type des agriculteurs de la zone². Outre un niveau de concentration élevé, nos simulations mettent en évidence une forte variabilité de ce niveau selon les classes de sol et les années climatiques : le coefficient de variation de la concentration de l'eau drainée est de l'ordre de 45 %, l'amplitude des variations atteignant 275 mg/l.

Influence de la variabilité du milieu

Bien que les sols étudiés ici ne soient pas très différents, les résultats mettent en évidence des comportements très hétérogènes entre les classes de sol. Les plaines alluviales qui sont les sols les plus superficiels, constituent la classe de sol la plus vulnérable : la concentration dépasse systématiquement 200 mg/l en moyenne et connaît la plus forte variabilité. A l'opposé, les sols de moraines s'illustrent par leur niveau de pollution relativement faible et une moindre variabilité.

Figure 1. Concentration en nitrates des eaux drainées sous maïs non irrigué selon les classes de sol.

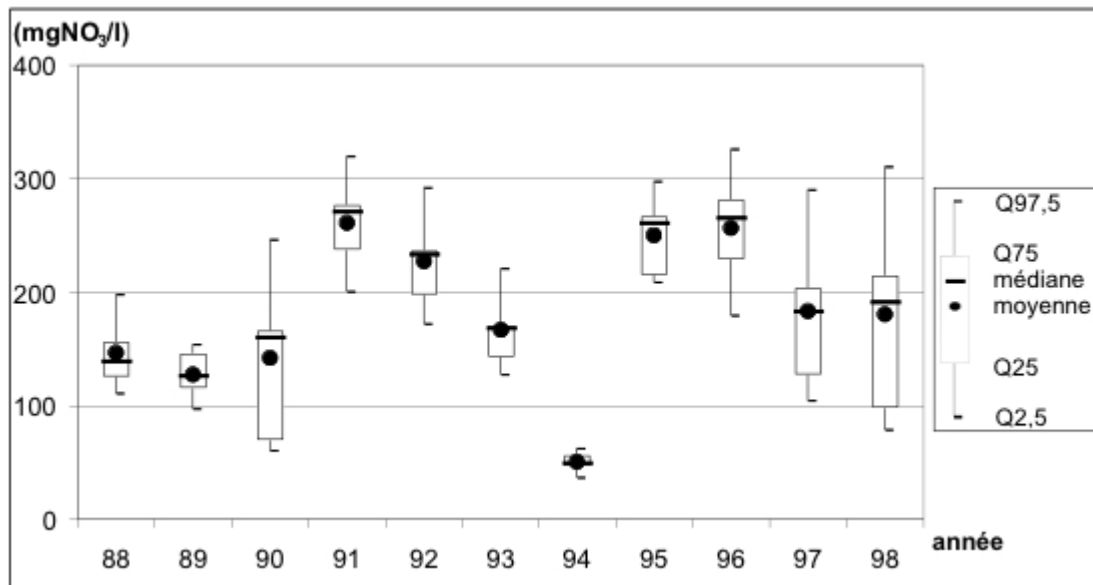


Note : résultats obtenus sur les 10 années climatiques

Ce constat converge avec les résultats d'autres travaux qui mettent en évidence des différences de comportement entre les sols tout à fait comparables et l'importance de ce constat pour l'aide à la décision a été soulignée (Gorres and Gold, 1996; Dubus et al., 2003).

En outre, la concentration de l'eau de drainage varie fortement selon les années climatiques. En considérant les cinq classes de sol, la concentration en nitrates sous le maïs non irrigué varie de 50 mg/l en 1994 (hiver très pluvieux) à 270 mg/l en 1996 (hiver sec). En effet, les conditions climatiques déterminent fortement l'importance du drainage et donc la plus ou moins grande dilution des nitrates dans l'eau drainée.

Figure 2. Concentration en nitrates des eaux drainées sous maïs non irrigué selon les années climatiques



Note : résultats obtenus sur les 5 classes de sol

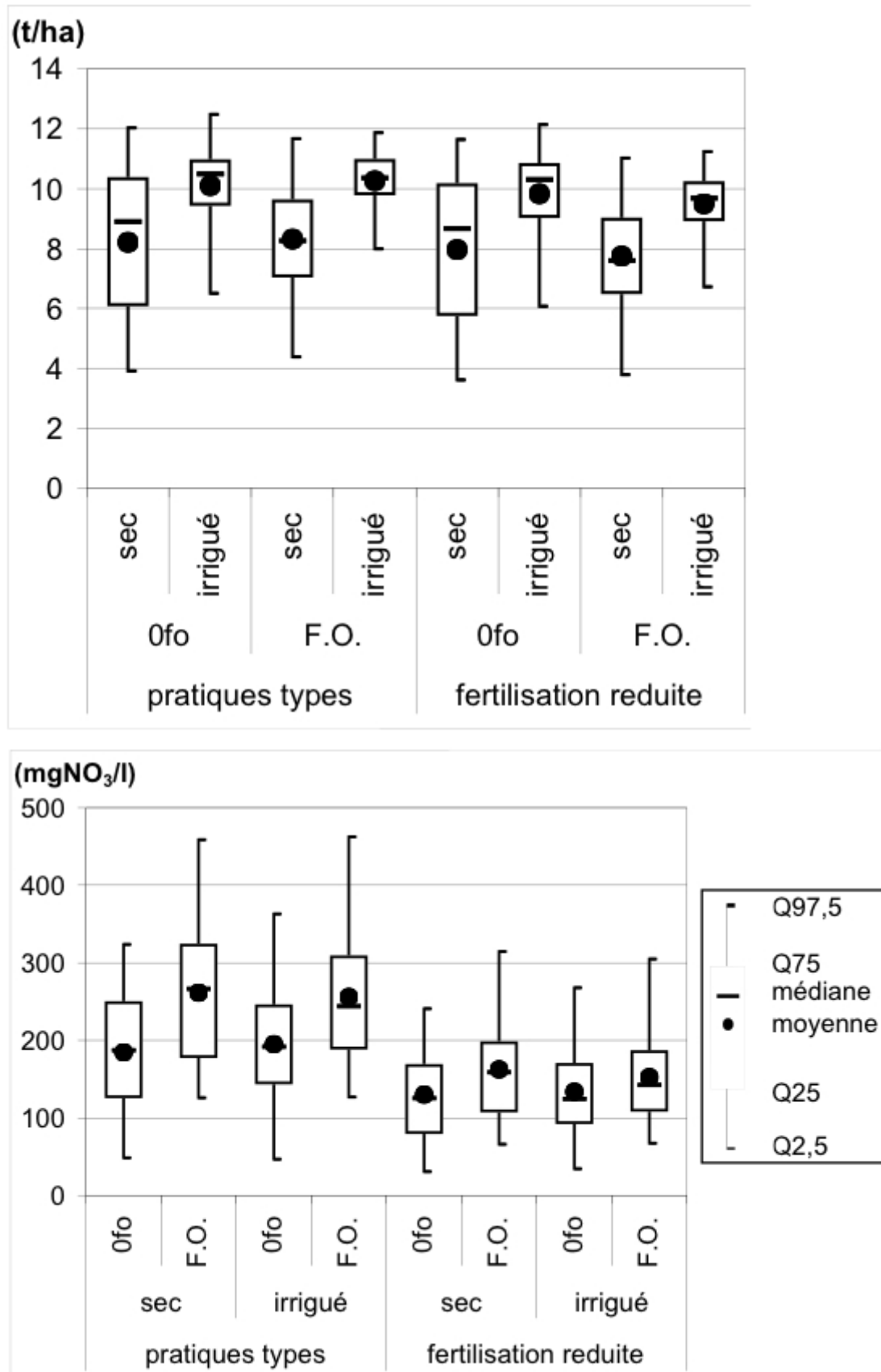
Une analyse de variance sur les deux facteurs, sol et climat, montre que leur importance relative est très différente selon le processus considéré : le sol est à l'origine de la quasi-totalité de la variance observée sur la minéralisation de l'humus ; à l'inverse l'année climatique est responsable de la majorité de la variance du drainage. Par contre, les autres processus modélisés au sein du système sol/plante/atmosphère sont influencés dans des proportions moins marquées par l'un ou l'autre des facteurs. La prépondérance de l'influence des caractéristiques de la pluviométrie sur le bilan d'eau et des propriétés du sol sur le bilan d'azote a été aussi mise en évidence dans d'autres études (Muttiah and Wurbs, 2002 ; Thorsen *et al.* 2001).

Ces résultats illustrent l'importance de la prise en compte des variabilités spatiale et temporelle des caractéristiques du milieu sur le comportement d'un système de culture. La variabilité spatiale est depuis longtemps soulignée (Addiscott, 1993) et largement étudiée grâce, notamment, au développement des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG). Par contre, la variabilité climatique fait l'objet de peu d'études et son influence n'est guère prise en compte dans l'aide à la décision, sauf pour la prévision des crues.

Influence des pratiques culturelles

Même si les conditions pédo-climatiques sont très prégnantes, la conduite des systèmes de cultures peut cependant amplifier ou réduire l'effet de ces conditions physiques. Pour mettre en évidence l'impact de l'intervention anthropique, différents scénarios de conduite du maïs ont été simulés : irrigué/non irrigué, présence/absence d'amendement organique, pratique-type de fertilisation et réduction de fertilisation.

Figure 3. Rendement et concentration en nitrates des eaux drainées sous maïs selon différents scénarios de pratiques culturales



Note : résultats obtenus sur les 5 classes de sol et les 10 années climatiques

Bien sûr, l'irrigation accroît le rendement de façon significative et en réduit sensiblement la variabilité. Mais, elle n'influence guère le niveau de concentration en nitrates de l'eau de drainage, ni même son amplitude de variation. L'apport d'amendement organique accroît le niveau de concentration, sans doute du fait d'une mauvaise prise en compte de l'effet à long terme des apports (enrichissement du sol en matières organiques). La réduction de fertilisation ne pénalise que très légèrement le rendement, car les pratiques des agriculteurs de la zone d'étude conduisent à une nette sur-fertilisation. Par contre, cette réduction permet d'abaisser le niveau et la variabilité de la concentration de manière significative.

Ce cas d'étude nous montre l'amplitude de variation de la pollution nitrique sous l'effet des conditions pédo-climatiques et de la conduite des cultures. Plus précisément, la pollution nitrique présente des disparités spatiales qui peuvent conduire à définir des zones à risques (par exemple, les sols peu profonds) et des disparités temporelles qui interdisent de raisonner sur une année de croisière. La gestion de cette pollution consiste donc à modifier la pression anthropique en tenant compte à la fois de la localisation et du pas de temps de cette gestion.

2. Différenciation des solutions à mettre en œuvre

Pour réduire la pollution nitrique, des évolutions plus ou moins radicales des systèmes de production agricole ont été envisagées, allant de la simple réduction des intrants azotés à la gestion intégrée des systèmes de culture ou à la gestion de l'occupation de l'espace. L'éventail des solutions que nous avons analysées a été réduit en tenant compte des résultats d'une double interaction : avec les agronomes, pour vérifier leur définition technique et leur cohérence, et avec les agriculteurs pour vérifier leur faisabilité et leurs coûts. Cela a débouché sur un ensemble de solutions limité aux plus simples d'entre elles et aisément applicables : réduction de la fertilisation, gestion de l'interculture par la mise en place de cultures pièges à nitrates et gel des terres. Ces différents scénarios prennent en compte les coûts directs supportés par les agriculteurs du fait de la modification de leurs pratiques culturales. La réduction de fertilisation se traduit par des pertes de recettes dues à la baisse des rendements, déduction faite des économies réalisées avec la réduction de consommation d'azote minéral. Dans le cas d'implantation d'une culture intermédiaire, les coûts pris en compte sont ceux des semences, du matériel et du travail liés à cette implantation. Ces différentes solutions ont été étudiées à la fois sur le site de la plaine de Bièvre-Liers et sur le bassin versant de Bruyères-Montbérault.

Le premier de ces sites a mis en évidence que les coûts de mise en œuvre de ces solutions sont très hétérogènes (Bel et *al.*, 2001). Ainsi, un programme de réduction de la fertilisation et de gestion de l'intercultures appliqué à l'ensemble des exploitations de la plaine de Bièvre-Liers engendrerait des coûts par kilogramme d'azote abattu variant de 1 à 7 d'une exploitation à l'autre. En moyenne, le coût est de 1,50€ par kilogramme ; moins de 10% des exploitations ont un coût inférieur à 1€ par kilogramme ; 1/3 d'entre elles dépassent 1,70€. Cette variabilité inter-exploitation est fonction du contexte dans lequel les agriculteurs produisent et, notamment, de la combinaison des différentes cultures qu'ils opèrent. La présence d'élevage, la prépondérance des cultures de printemps et, notamment du maïs, vont de pair avec des coûts faibles. A l'inverse, la proportion des cultures d'hiver et des prairies pèse beaucoup sur les coûts.

De ce constat, il résulte qu'il est important de bien raisonner le choix entre les différentes solutions possibles et les modalités de leur mise en œuvre afin de minimiser les coûts de réduction de la pollution.

Tel est l'objectif de la recherche que nous avons réalisée sur le second site (Lacroix et *al.*, 2005). Plus précisément, il s'agissait de tester les pratiques agricoles encouragées par l'Union Européenne pour réduire la pollution nitrique. Notre méthode a consisté à évaluer, *via* une modélisation intégrée (STICS couplé à un

modèle économique), l'impact environnemental et économique de différents scénarios de pratiques culturales sous contrainte environnementale. Ce modèle prend en compte l'incertitude de rendement et la variabilité pédo-climatique, en vue de déterminer un scénario optimal (forte probabilité d'atteindre la norme de 50 mg/l au moindre coût).

Six scénarios de pratiques culturales ont été simulés et comparés aux pratiques habituelles des agriculteurs de la région étudiée (scénario *Conv*) :

- le scénario *Optfert* qui répond au code des bonnes pratiques agricoles, vise à optimiser le niveau de fertilisation et le rendement, en s'appuyant sur la mesure du reliquat d'azote dans le sol ;
- les scénarios *RedfertC1* et *RedfertC2* qui relèvent de l'application de la mesure agri-environnementale dite « réduction d'intrants », implique de réduire de 20% la fertilisation azotée et d'implanter une culture intermédiaire piège à nitrates devant toutes les cultures de printemps. Dans les faits, cette culture peut être implantée tout de suite après la récolte (*RedfertC2*) ou plus tard quand la disponibilité de l'agriculteur le permet (*RedfertC1*) ;
- les scénarios *OptfertC1* et *OptfertC2* constituent une variante des deux précédents, l'intrant azoté y est simplement optimisé et non réduit ;
- le scénario *Gel* consiste à retirer de la culture les parcelles les moins productives qui sont aussi les plus polluantes. Ce scénario ne concerne que 17% de la Surface Agricole Utile (SAU) du bassin versant.
- le scénario optimal, *i.e.* le scénario qui satisfait la norme européenne de concentration en nitrates de 50 mg/l, au moindre coût, a été déterminé pour deux horizons de temps différents :
 - à long terme *i.e.* en moyenne pour la période considérée (1991-97). Ce type de calcul concerne les aquifères dans lesquels l'eau réside longtemps, tout comme les eaux souterraines ;
 - à court terme *i.e.* pour chacune des années. Ces calculs concernent les aquifères ayant un fort taux de renouvellement, comme les eaux superficielles, et donc de rapides réductions de la pollution doivent être obtenues.

Les résultats montrent que la mise en oeuvre des pratiques recommandées par l'Union Européenne ne permet pas de satisfaire rapidement la norme européenne de concentration en nitrates. En effet, aucun des scénarios testés ne permet de respecter la norme pour chacune des années prises en considération (cf. tableau 1). Si on ne retient que les sols de bonne qualité (limons), alors le scénario *OptfertC2* garantit cet objectif ; pour les autres types de sol, il permet malgré tout une réduction substantielle de la pollution. Les scénarios qui associent l'implantation précoce d'une culture intermédiaire aboutissent à des résultats significatifs : ils réduisent considérablement la variabilité inter-annuelle, notamment en abaissant la concentration les années pour lesquelles les conditions climatiques et le contexte agricole sont les plus défavorables.

Tableau 1. Concentration annuelle espérée (mg NO₃ l⁻¹)

	Conv	Optfert	OptfertC1	OptfertC2	RedfertC1	RedfertC2	Gel
$E(E_{i1991})$	56.3	49.0	36.1	31.1	33.7	29.2	33.8
$E(E_{i1992})$	84.4	76.2	66.5	54.6	61.0	49.4	66.5
$E(E_{i1993})$	92.9	84.0	72.9	58.3	67.1	52.9	88.6
$E(E_{i1994})$	109.6	103.3	56.8	37.7	50.9	33.6	80.8
$E(E_{i1995})$	40.1	38.1	32.6	26.9	31.4	26.0	21.0
$E(E_{i1996})$	78.6	70.6	66.5	60.6	60.9	55.1	61.9
Amplitude	69.5	65.2	40.3	33.7	35.7	29.1	67.6

Par contre, à long terme, certaines de ces pratiques permettraient une réduction significative de la pollution (cf. tableau 2). Le scénario optimal, c'est-à-dire celui qui atteint la norme de 50 mg/l au coût minimum, consiste à combiner une fertilisation raisonnée et l'introduction de cultures intermédiaires pièges à nitrates (*OptfertC2*).

Tableau 2. Résultats attendus à long terme

	Conv	Optfert	OptfertC1	OptfertC2	RedfertC1	RedfertC2	Gel
Espérance de coûts de chacun des scénarios calculés à l'échelle de l'ensemble du bassin (€/ha)		6.5	26.2	29.8	33.6	37.2	153.0
Espérance de concentration (mg NO ₃ l ⁻¹)	77.0	70.3	55.2	44.8	50.8	41.0	58.7
Probabilité d'atteindre la norme européenne	0.00	0.00	0.00	1.00	0.23	1.00	0.00

Au total, nos résultats mettent en évidence que :

- geler des terres est une stratégie très coûteuse car c'est un scénario qui ne concerne qu'une petite partie des sols cultivés (ici, 17% de la SAU du bassin versant) et qui se traduit par une faible amélioration. En fait, il aurait plus de sens si les autres bénéfices environnementaux qu'il procure (bandes enherbées, accroissement de la biodiversité, réduction de l'érosion des sols ...) pouvaient être valorisés.
- réduire la fertilisation dans un contexte de cultures intensives ne réduit que faiblement la pollution. Ce résultat converge avec ceux d'autres études menées dans des contextes similaires (Pan and Hodge, 1994; Ribaud et al., 2001; Weaber et al., 1996) : en grandes cultures, les apports de fertilisants étant souvent proches de l'optimum technique, leur réduction peut rarement être de grande ampleur, sauf à supporter des coûts très importants. Par contre, dans les zones avec élevage, la réduction des fertilisants utilisés peut être plus

conséquence du fait de possibilités de substitution entre engrais minéraux et engrais organiques et de l'existence d'inefficacités techniques ;

- les cultures intermédiaires se révèlent très efficaces, en prélevant la majeure partie de l'azote restant dans le sol à la récolte. De ce fait, elles jouent un rôle de tampon par rapport aux conditions de sol, de climat ou de production agricole. Cependant, même combinées à une réduction de fertilisation, ce scénario ne suffit pas pour que des eaux à renouvellement rapide respectent la norme de 50 mg.l^{-1} , sauf dans le cas où les conditions de sol sont favorables

Dans des conditions pédologiques plus risquées, il faut envisager des solutions plus drastiques si l'on veut obtenir de rapides réductions de pollution. Il faut alors envisager de changer le système de production. Ainsi, des études montrent que, dans des régions fortement polluées du Royaume Uni, des modifications importantes dans l'utilisation des terres doivent être envisagées (réduction des cultures intensives au profit des prairies, forêts ...) pour réduire la concentration en nitrates en dessous des 50 mg.l^{-1} (Szoegé et *al.* 1996; Trabada-Crende and Vinten 1998).

En définitive, la variabilité des paramètres physiques influence fortement les coûts et l'efficacité des mesures de réduction de la pollution. Pour être "coût-efficaces", les techniques doivent être clairement adaptées aux conditions locales, plus particulièrement au contexte hydrologique, pédologique, climatique, agricole (part relative des différentes cultures), paysager (importance des sols incultes, de la forêt ...). Ceci montre les enjeux d'une territorialisation des politiques environnementales qui pourraient tirer profit de cette différenciation. Pourtant, les études menées sur les politiques territorialisées ne mettent pas toutes en évidence leur intérêt économique. C'est pourquoi nous nous proposons de procéder à un examen critique de cette littérature.

3. La territorialisation des politiques de réduction de la pollution

La forte influence de la variabilité des paramètres physiques sur les coûts et l'efficacité des mesures à prendre pour réduire la pollution conduit à se poser la question de la territorialisation des politiques de régulation de cette pollution. Ceci consiste à différencier les espaces à la fois selon les objectifs à atteindre et les moyens à mettre en œuvre, en vue de réduire la pollution là où cela est le plus efficace et le moins coûteux. Autrement dit, il s'agit de pousser les agents économiques à moduler leurs efforts de réduction de pollution en fonction de la sensibilité du milieu dans lequel ils développent leurs activités. Pourtant, les études menées sur les politiques territorialisées ne mettent pas toutes en évidence leur intérêt économique. Après un examen critique de cette littérature nous établissons les conditions à réunir pour que ces politiques soient efficaces au moindre coût.

Résultats sur les coûts d'abattement

En théorie, que l'on se situe dans l'optique de maximisation du bien-être social de Pigou ou des solutions dites de second rang de Baumol et Oates, l'instrument privilégié de politique environnementale est la taxation des émissions polluantes. Le taux de taxe y est considéré comme uniforme, car dérivé de modèles simples, *i.e.* statiques et ne cherchant pas à rendre compte de la complexité des relations avec les écosystèmes. Cependant, les auteurs qui ont cherché à introduire l'hétérogénéité spatiale du phénomène de pollution dans leurs modèles théoriques, Tietenberg (1974) et Xepapadeas (1992), ont montré que le schéma optimal est celui qui discrimine spatialement le taux de taxe.

Les études empiriques confirment que les politiques différenciées dans l'espace présentent de réels avantages économiques par rapport aux politiques uniformes. Les résultats présentés dans le tableau 3

attestent en effet qu'avec des politiques différenciées, les coûts d'abattement de la pollution sont réduits dans des proportions plus ou moins importantes. L'analyse des résultats permet d'explicitier l'ampleur des réductions de coûts, qui dépend :

- du degré d'hétérogénéité pris en compte. En effet, elle est d'autant plus importante que les caractéristiques physiques se différencient fortement. Ainsi, Mapp et *alii* (1994) parviennent à une nette supériorité de la solution spatialisée car ils étudient le cas de cinq régions des USA. A l'inverse, Helfand et House (1995), n'obtiennent qu'un faible avantage car ils raisonnent sur deux sols limoneux peu différents ;
- de la finesse de représentation de cette hétérogénéité. Braden et *alii*. (1989) mettent en évidence que plus l'approche spatiale prend en compte la complexité de la réalité environnementale, plus on économise sur les coûts d'abattement ;
- de la population cible des politiques publiques. On peut attribuer la faible différence de coûts obtenue par Fleming et Adams (1007) au fait qu'une des quatre zones étudiées contribue de manière massive à la réduction de pollution, dans l'une et l'autre des politiques envisagées, et que cette zone représente plus de la moitié de la surface totale étudiée.

En fait, pour que les avantages économiques des politiques spatiales soient bien pris en considération, il faut que l'échelle de spatialisation différencie nettement les coûts de réduction et que seuls les espaces géographiques ayant les coûts les plus faibles contribuent à l'abattement de pollution.

Pour bien concevoir ces politiques, il faut donc disposer à un niveau spatial fin d'informations telles que les coûts de réduction de la pollution ou le montant des dommages. Compte tenu de cette difficulté, Feming et *alii* (1997) ainsi que Helfand et *alii* (1995) considèrent que spatialiser les politiques est une solution intéressante, mais impraticable. D'autres auteurs considèrent que cette recherche d'informations, cette conception fine des politiques, peuvent être à l'origine de coûts trop importants.

Résultats sur les coûts de transaction

Les politiques territorialisées sont en effet supposées engendrer des coûts de transaction plus élevés que les politiques uniformes, aussi bien les coûts d'information et de conception pour leur mise en œuvre que les coûts de contrôle et de régulation contractuelle.

McCann et Easter (1999) rappellent que l'importance de ces coûts de transaction est fonction du nombre et de la diversité des agents impliqués, de la technologie disponible, de la politique considérée (notamment l'instrument retenu, l'adhésion ou la résistance des agents à cet instrument, la durée de régulation), l'ampleur de la réduction de pollution à atteindre ou autrement dit, le volume de la transaction. Vatn (1998) met en évidence que les coûts de transaction dépendent aussi de la composition des émissions (un ou plusieurs composants chimiques) et de leur impact environnemental (identique ou différencié géographiquement).

Il est évident que le degré d'hétérogénéité des agents pris en compte (à travers leur diversité technologique, la variation dans l'espace de leur environnement, la diversité des techniques possibles pour réduire la pollution ...) peut accroître les coûts de conception de la politique. Mais une conception plus fine peut aussi se traduire par des économies de mise en œuvre. Au demeurant, les coûts de contrôle ne devraient pas particulièrement être affectés par la territorialisation des politiques, puisqu'ils dépendent *a priori* plutôt du type d'instrument retenu, du nombre d'agents concernés et de la réduction de pollution à atteindre.

En raisonnant pour un type d'instrument donné, à savoir un accord contractuel pour de meilleures pratiques agricoles, Carpentier et *alii* (1998) montrent qu'en ciblant précisément les exploitations contractualisées, la population cible est restreinte et les coûts de transaction significativement réduits, notamment du fait de coûts de contrôle quatre fois moindres. A travers une étude de sensibilité, ils montrent même que le choix entre politique uniforme et politique ciblée dépend bien plus de la comparaison du montant des coûts d'abattement que de celle des coûts de transaction.

Il ressort de ce rapide « survey » que les coûts de transaction des politiques territorialisées, ne sont pas forcément très différents de ceux des politiques uniformes lorsqu'ils sont liés à la nature des instruments de régulation et de contrôle mis en œuvre. Par contre, la prise en compte de la diversité spatiale pèse sur les coûts d'information (recherche de données plus fines, collecte et analyse). La question primordiale devient alors de savoir si cet accroissement des coûts d'information peut être compensé par une précision accrue de la politique envisagée et par la diminution de la population-cible. Répondre à cette question impliquerait de détailler beaucoup plus le contenu de l'information et les échelles pertinentes. Une autre manière de poser le problème consisterait, ainsi que le fait Tietenberg (1874), à rechercher des modifications dans le design des politiques territorialisées, modifications qui permettent de diminuer les informations requises tout en maintenant le maximum des propriétés de ce type de politiques.

Tableau 3. Présentation résumée des résultats de divers travaux sur la spatialisation des politiques

	Coûts pris en compte	Objectif visé	Politiques simulées	Hétérogénéité prise en compte	Résultats
Braden and Segerson (1993)	Abattement	Réduction de la pollution par les sédiments (érosion)	Modification des pratiques culturales (rotation de cultures, labour ...)	4 modèles de transfert plus ou moins proches de la réalité	Différence importante en faveur des pratiques différenciées spatialement
Carpentier <i>et al.</i> (1998)	Abattement + transaction	Réduire de 40% les pertes d'azote	Bonne pratiques agricoles pour réduire uniformément les pertes d'azote ou de manière différenciée	237 exploitations laitières de Pennsylvanie dans des conditions pédologiques et topographiques particulières)	Coûts 3 fois plus importants pour la politique uniforme
Fleming et Adams (1997)	Abattement	50 mg NO ₃ par litre	Taxe sur engrais azoté (uniforme, par zone)	4 zones selon type de sols (mais une zone = 1/2 SAU totale)	Faible différence en faveur de politique spatialisée
Helfand et House (1995)	Abattement	-20% de nitrates	Taxes sur engrais azotés et eau d'irrigation (uniformes et par type de sol)	2 sols limoneux de Californie	Faible différence en faveur des taxes différenciées par type de sol
Kampas et White (2004)	Abattement + transaction	50 mg NO ₃ par litre	Restriction d'engrais azotés (uniforme ou par grande catégorie de terres)	3 catégories de terres en Angleterre	Faible différence en faveur des restrictions différenciées pas de différence
Mapp <i>et alii.</i> (1994)	Abattement	Réduction d'1/3 des engrais azotés	Réduction de la quantité totale, pour chaque ha, par type de sol, par type de système de culture	5 régions des plaines centrales des USA	Différences significatives sur le coût moyen en faveur des politiques spatiales (par type de sol ou de système de culture)
Moxey et White (1994)	Abattement	-10 à -40% du niveau de concentration du bassin de Tyne	Quota sur engrais azotés (uniforme ou par grande catégorie de terres ¹)	9 catégories de terres en Angleterre	Avantage au quota par catégorie de terres

Discussion

Les avantages de la territorialisation des politiques peuvent être valorisés, si la différenciation des espaces de régulation joue sur une double hétérogénéité : l'hétérogénéité du milieu en réduisant la pollution d'abord là où cela est efficace ; l'hétérogénéité des agents en faisant porter l'effort sur ceux dont les coûts de réduction sont les plus faibles. Il convient donc de repérer à la fois les milieux les plus vulnérables ainsi que les pratiques agricoles à risques et les espaces où les agents peuvent modifier à la fois les techniques et ces pratiques avec les coûts les plus faibles. La question primordiale devient alors : quelle est l'échelle spatiale la plus pertinente pour valoriser ces hétérogénéités et disposer des informations nécessaires ?

Quelle que soit l'échelle à laquelle on raisonne, il existe une grande imprécision sur la connaissance du milieu. En effet, dès l'échelle de la parcelle, le sol n'est jamais homogène ni uniforme (Vauclin, 1983). Le développement des études à l'échelle régionale pose donc de façon accrue la question de l'incertitude liée à la modélisation et motive le recours aux méthodes stochastiques qui permettent de fournir des résultats sous forme de variables aléatoires avec leur fonction de distribution. Par exemple, la prise en compte de l'incertitude sur les paramètres de sol (Sauboua, 2001) conduit à augmenter l'amplitude de variations des niveaux de pollution nitrique et l'analyse de variance montre que les concentrations entre les différentes classes de sol ne sont pas significativement différentes. Ceci souligne la complexité du choix des échelles d'espace pour la modélisation et la décision. Compte tenu des informations disponibles et, surtout de leurs imprécisions, il conviendrait de trouver un compromis entre la variabilité inter-territoire et la variabilité intra-territoire.

Pour prendre en compte l'hétérogénéité spatiale, le recours aux systèmes de gestion de l'information spatialisée (SIG) offre des potentialités méthodologiques importantes et intéressantes. Depuis que cet outil existe, il a permis de stocker et de synthétiser de nombreuses données existantes⁷ et de développer des analyses très poussées d'un espace. Ainsi Opaluch et Segerson (1991) proposent d'utiliser un SIG, combiné à un modèle de distribution des micro-paramètres, ce qui permet d'agréger à un niveau macro (ou plus précisément méso) des comportements décrits à un niveau micro. Cette combinaison méthodologique peut permettre de simplifier et sélectionner l'information nécessaire : le modèle micro-paramétrique indiquant les variables clés du processus analysé (par exemple les types de sols), le SIG balisant le domaine des possibles (informations disponibles, maille de résolution ...). A condition que l'aller et retour entre ces deux outils se fasse dans de bonnes conditions, les simplifications réalisées ne devraient pas entacher les résultats obtenus. En effet, Tietenberg (1974) montre qu'on peut spatialiser des politiques en réduisant beaucoup le degré de finesse de l'information sans sacrifier beaucoup d'efficacité. Mais pour ce faire, il convient de fonder la différenciation des politiques sur l'information spatiale la plus importante pour décrire la pollution.

Dans le cas de la pollution nitrique d'origine agricole, on peut préciser la démarche permettant de concevoir une politique territorialisée. Les bases d'une telle territorialisation existent : des zones dites vulnérables ont été définies au niveau européen. Ces zones, établies au regard du niveau de concentration en nitrates dans les aquifères, constituent des espaces où il serait efficace de réduire la pollution. Nos recherches ont fourni des éléments sur les coûts de réduction de la pollution nitrique : les résultats présentés ci-dessus montrent que ces coûts varient en fonction des techniques à mettre en oeuvre. Celles-ci sont plus ou moins drastiques selon le contexte agricole, les conditions de sols et le type de ressource en eau à préserver. Il conviendrait de décrire, à l'aide d'un SIG, chacune des zones vulnérables selon ces différentes caractéristiques et d'en déduire la population d'agriculteurs qui devrait contribuer à l'effort de réduction de la pollution. Par ordre croissant d'effort à fournir, la population-cible sera :

- celle des éleveurs qui devra être incitée à réduire les intrants azotés. Pour cette catégorie d'agriculteurs, les coûts de réduction de la pollution sont nuls, voire des économies peuvent être réalisées, du fait de l'existence d'inefficacités techniques ;
- celle des cultivateurs qui devra être incitée à réduire la durée de l'interculture en implantant des cultures pièges à nitrates ;
- celle des agriculteurs opérant dans des conditions de milieu très défavorables qui devra être incitée à modifier ses systèmes de production.

Conclusion

En définitive, notre analyse débouche à la fois sur des perspectives méthodologiques et sur des pistes possibles de territorialisation des politiques publiques.

Sur le premier point, cet article souligne l'intérêt de la modélisation comme outil d'analyse approfondi appliqué à des espaces concrets, bien qu'elle soit très exigeante en informations scientifiques. Bien entendu, il ne s'agit pas d'un outil de gestion des politiques publiques à de grandes échelles, pour des espaces géographiques nombreux et diversifiés. La modélisation reste un instrument de recherche, toujours susceptible d'être controversé, et sa complexité empêche d'en faire un outil direct d'appui aux politiques publiques, applicable à des espaces beaucoup plus vastes. Plus modestement, celles-ci pourraient avoir recours plutôt à des indicateurs simplifiés d'émissions polluantes (Bel *et al.*, 2001). Dans ce cas, la modélisation appliquée de façon expérimentale à des espaces identiques pourrait être utilisée pour contrôler la valeur des indicateurs utilisés (Sauboua, 2001 ; Lacroix *et al.*, 2005).

Sur le second point, cet article montre, à partir de l'exemple de la pollution nitrique de l'eau, que la territorialisation constitue une piste intéressante non seulement pour lutter contre cette pollution mais aussi contre la plupart des impacts environnementaux négatifs de l'agriculture. En effet, une politique territorialisée qui prendrait en compte l'hétérogénéité des espaces et des milieux et celle des pratiques agricoles serait non seulement viable techniquement, mais aussi potentiellement efficace en diminuant très sensiblement les coûts d'abattement et une partie des coûts de transaction.

Une question demeure néanmoins récurrente : celle de l'adhésion des agriculteurs à des instruments économiques qui créeraient entre eux de nouvelles formes de rentes différentielles en fonction de leur localisation ou du milieu naturel de leurs exploitations, venant s'ajouter à l'inégale fertilité des terres chère à Ricardo... Au-delà, cela pousse à s'interroger sur la notion même de territoire et sur le fait de savoir s'il peut y avoir autant de territoires différents que d'usages possibles ou s'il faut converger vers des territoires multifonctionnels qui privilégient la capacité des acteurs à gérer la plupart des problèmes auxquels ils sont confrontés. La confrontation entre la configuration physique et sociale de tels territoires se poserait alors inévitablement.

Bibliographie

- Addiscott T.M., 1993, "Simulation modelling and soil behaviour" *Geoderma* n° 60 pp. 15-40.
- Bel F., Lacroix A, Mollard A., 2001, "The public policies for reducing nonpoint water pollution between equity and efficiency", *International Journal of Water*, vol. 1, n° 2, pp. 228-242.
- Braden J.B., Johnson G.V., Bouzaher A., Miltz D., 1989, "Optimal Spatial Management of Agricultural Pollution", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 71 n° 2, pp. 404-413.
- Braden J.B, Segerson K., 1993, "Information problems in the design of nonpoint-source pollution policy", in *Theory, modelling and experience in the management of nonpoint-source pollution*, Russell CS, Shogren JF (éds.) *Natural resource management and policy*, Kluwer Academic Publishers, pp. 1-37.
- Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeou J., Nicouillaud B., Tayot X., Plenet D., Jeuffroy MH., Bouthier A., Ripoché D., Mary B., Justes E., 2002, "STICS : a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances", *Agronomie*, vol. 22, pp. 69-92.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoché D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P, Burger P., Buissonnière F., Cabidoche YM., Cellier P., Debaeke P., Gaudillère JP., Hénault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H., 2003, "An overview of the crop model STICS", *European Journal of agronomy*, vol. 18, pp. 309-332.
- Carpentier C.L., Bosch D.J., Batie S.S., 1998, "Using spatial information to reduce costs of controlling agricultural nonpoint source pollution", *Agricultural and Resource Economics Review*, vol. 27, n° 1, pp. 72-84.
- Dubus I.G., Brown C.D. et al., 2003, "Sources of uncertainty in pesticide fate modelling", *The Science of the Total Environment*, n°317, pp. 53-72.
- Fleming R.A., Adams R.M., 1997, "The importance of site-specific information in the design of policies to control pollution", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 33, n° 3, pp. 347-58.
- Gorres J., Gold A.J., 1996, "Incorporating spatial variability into GIS to estimate nitrate leaching at the aquifer scale", *Journal of Environmental Quality*, vol. 25, pp. 491-498.
- Helfand G.E., House B.W., 1995, "Regulating nonpoint source pollution under heterogeneous conditions", *American Journal of Agricultural Economics*, n° 77, pp. 1024-1032.
- Kampas A., White B., 2004, "Administrative Costs and Instrument Choice for Stochastic Non-point Source Pollutants", *Environmental and Resource Economics*, vol. 27, n° 2, pp. 109-133.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2005, "Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability", *Ecological Economics*, (forthcoming).
- Lacroix A., Laurent F., Ruelland D., Sauboua E., 2005, "*Diagnostic de la pollution nitrique : du modèle à l'indicateur*", Symposium International INRA-PSDR, "Territoires et enjeux du développement régional", Lyon 9 - 11 mars, 16 p.
- Mapp H.P., Bernardo D.J., Sabbagh G.J., Geleta S., Watkins K.B., 1994, "Economic and environmental impacts of limiting nitrogen use to protect water quality : A stochastic regional analysis", *American Journal of Agricultural Economics*, n° 76, pp. 889-903.
- Mc Cann L., Easter K.W., 1999, "Transaction costs of policies to reduce agricultural phosphorous pollution in the Minnesota River", *Land Economics*, vol. 75, n° 3, pp. 402-414.

Moxey A., White B., 1994, "Efficient compliance with agricultural nitrate pollution standards", *Journal of Agricultural Economics*, vol. 45, n° 1, pp. 27-37.

Muttiah R.S. and Wurbs R.A., 2002, "Scale-dependent soil and climate variability effects on watershed water balance of the SWAT model", *Journal of Hydrology*, n° 256, pp. 264-285.

Opaluch J.J., Segerson K., 1991, "Aggregate analysis of site-specific pollution problems : The case of groundwater contamination from agriculture", *Northeastern Journal of Agriculture and Resource Economics*, vol. 20, n° 1, pp. 83-97.

Pan J.H., Hodge I., 1994, "Land use permits as an alternative to fertiliser and leaching taxes for the control of nitrate pollution", *Journal of Agricultural Economics*, vol. 45, n° 1, pp. 102.

Ribaudo M.O., Heimlich R., Claassen R., Peters M., 2001, "Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin", *Ecological Economics*, vol. 37, n° 2, pp. 183-197.

Ruget F., Brisson N., Delécolle R., Faivre R., 2002, "Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated", *Agronomie*, vol. 22, pp. 133-158.

Sauboua E., 2001, *Modélisation stochastique fonctionnelle du transfert d'eau et d'azote sous culture de maïs. Application à l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles en plaine de Bièvre*, Thèse de l'Université Joseph Fourier - Grenoble 1, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement, 202 p.

Thorsen M., Refsgaard J.C. *et al.*, 2001, "Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale", *Journal of Hydrology*, n°242, pp. 210-227.

Szoegé H.M., Crabtree B., Edwards T., 1996, "Policy cost-effectiveness for reducing non-point agricultural groundwater pollution in the UK", *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 39, n° 2, pp. 205-222.

Tietenberg T.H., 1974, "Derived decision rules for pollution control in a general equilibrium space economy", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 1, pp. 3-16.

Trabada-Crende F., Vinten A.J.A., 1998, "Assessing the effects of land management and catchment hydrology on well water quality in a designated nitrate vulnerable zone", *Agricultural Systems*, vol. 57, n° 4, pp. 523-540.

Vatn A., 1998, "Input versus emissions taxes: environmental taxes in a mass balance and transaction costs perspective", *Land Economics*, vol. 74, n° 4, pp. 514-525.

Vauclin M., (1983). "Méthodes d'étude de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol", *Colloque SHF-INRA*, Avignon 1982 Proceedings, n°15, pp. 9-43

Weaver R.D., Harper J.K., Gillmeister W.J., (1996). "Efficacy of standards vs. incentives for managing the environmental impacts of agriculture", *Journal of Environmental Management*, vol. 46, n° 2, pp. 173-188.

Xepapadeas A., (1992). "Optimal taxes for pollution regulation : Dynamic, spatial and stochastic characteristics", *Natural Resource Modelling*, vol. 6, pp. 139-170.

Notes

1 Nous remercions vivement les deux referees de la revue pour la pertinence de leurs remarques que nous nous sommes efforcés d'intégrer dans ce texte.

2 En particulier, la pratique de fertilisation minérale considérée ici consiste en l'apport fractionné de 160 unités d'azote minéral.

3 Du fait de l'homogénéité du contexte pédogénique, ce sont tous des sols bruns à bruns fersiallitiques.

4 Les pratiques types de fertilisation consistent pour le maïs non irrigué en 160 unités d'azote minéral ou, quand il y a un amendement organique : 140 unités + 40 tonnes de fumier de bovin tous les 2 ans ; pour le maïs irrigué, respectivement 210 et 180 unités minérales. La réduction de fertilisation consiste à ajuster les apports sur le rendement moyen obtenu soit, pour le maïs non irrigué : 70 unités d'azote minéral ou 0 quand il y a apport organique ; pour le maïs irrigué : 120 unités d'azote minéral ou 30 quand il y a apport organique.

5 Ce programme consiste précisément à :

ajuster la fertilisation azotée (minérale et organique) sur le rendement moyen des cultures, *i.e.* celui atteint en moyenne au cours des 5 dernières années,

implanter systématiquement une culture intermédiaire piège à nitrates avant toute culture de printemps,

Quelques mots à propos de : Anne LACROIX

Anne Lacroix est économiste à l'INRA et à l'Université Pierre Mendès-France dans le laboratoire GAEL (Grenoble). Sa thèse en économie (1981) portait sur le travail en agriculture. Actuellement sa recherche est centrée sur la qualité de l'eau et la régulation économique de la pollution diffuse. En étroite liaison avec des agronomes, hydrologues et géographes elle évalue l'impact économique et environnemental de diverses variantes de pratiques agricoles (approche coût efficacité). Elle étudie et compare l'efficacité et l'équité de diverses mesures de politique poursuivant cet objectif. Auteur correspondant : Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble, UMR GAEL INRA/Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040 Grenoble Cedex 09 (France), E-Mail : lacroix@grenoble.inra.fr , Tél : 33 (0)4 76 82 54 47.

Quelques mots à propos de : François BEL

François Bel est économiste et statisticien (ENSAE) de formation, il travaille dans le même laboratoire GAEL. Il a étudié longtemps les questions de développement régional et rural. Il a été détaché auprès de la direction de l'Agriculture de la Commission Européenne. Il enseigne les statistiques exploratoires à l'Université Pierre Mendès-France (Grenoble). Sa recherche est orientée sur l'environnement et en particulier la pollution de l'eau et les politiques visant à en réduire les conséquences en France et en Europe. Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble, UMR GAEL INRA/Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040 Grenoble Cedex 09 (France).

Quelques mots à propos de : Amédée MOLLARD

Amédée Mollard est chercheur à l'INRA et à l'Université Pierre Mendès-France (Grenoble). Sa recherche se concentre sur deux thèmes : économie de l'environnement et développement territorial. Sur le premier axe il s'attache aux pollutions de l'eau d'origine agricole et aux politiques publiques visant à les réduire ; sur le second ses travaux portent sur la gestion de

l'espace, le développement rural, les nouvelles formes de qualité dans les biens et services, et la fourniture de services environnementaux par l'agriculture. Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble, UMR GAEL INRA/Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040 Grenoble Cedex 09 (France)

Quelques mots à propos de : Emmanuelle SAUBOUA

Emmanuelle Sauboua a étudié l'hydrologie et les sciences du sol à l'Université de Poitiers puis de Grenoble. Son doctorat, obtenu au Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement a porté sur la modélisation stochastique des pollutions agricoles. Une partie des résultats présentés ici sont un prolongement de ce travail. Unité INRA PSDR de Grenoble, Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040 Grenoble Cedex 09 (France).

© *Revue Développement Durable et Territoires* - 2002 - 2005

Tous droits réservés - ISSN 1772-9971

