

Coût de réduction de la pollution des formations aquifères par les nitrates d'origine agricole

Cyril Bourgeois¹, Florence Habets^{2,3}, Pierre-Alain Jayet¹, Pascal Viennot²

¹ UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech, Grignon

² GéoSciences, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau

³ Sisyphé, Université Paris VI Jussieu

Contact : jayet@grignon.inra.fr

Introduction

La Directive Européenne portant sur la qualité des eaux impose à terme des réductions importantes de la concentration en nitrate des formations aquifères. Une grande partie des nitrates trouve son origine dans l'apport de fertilisant pour l'agriculture. Dans le champ de l'économie de l'environnement, on aborde ce problème de pollution diffuse par deux types d'approches.

Les premières approches, théoriques, se focalisent sur la maximisation d'une fonction de bien-être social, traditionnellement les profits moins les dommages associés, maximisation qui devient un problème de contrôle optimal dans le cas de l'analyse d'un système dynamique. Le problème de régulation de la concentration en nitrate d'une masse d'eau rentre dans cette catégorie de problèmes, avec une équation d'évolution du stock de pollution au cours du temps.

On choisit comme variables de contrôle les pertes d'azote sous-racinaires. L'approche théorique nous permet de déterminer le sentier optimal de réduction des pertes au cours du temps. Si l'on considère que l'aquifère est en état de sur-pollution au temps « $t=0$ », ce qui est le cas des trois aquifères du bassin de la seine, ce sentier prend alors l'allure d'un sentier du niveau requis de pertes décroissant au cours du temps. En d'autres termes, l'effort de réduction est important en début de période et diminue jusqu'à permettre à long terme de stabiliser le niveau de concentration de l'aquifère au seuil optimal.

Si ces modèles théoriques nous donnent des informations qualitatives sur l'allure que devrait présenter une régulation optimale, l'absence de connaissances quant à la traduction monétaire des dommages associés aux différents seuils de concentration ne nous permet pas de traduire quantitativement ce profil.

Les modèles appliqués permettent d'élaborer divers scénarios au premier rang desquels il y a la taxation (des pertes sous-racinaires par exemple). Ils permettent alors de déterminer, parmi les différents profils au cours du temps que peut prendre la taxe, lequel atteint au moindre coût une cible préalablement fixée. Ainsi, on dispose de résultats quantitatifs, notamment en termes de coûts privés associés à un objectif de réduction. Mais on perd la notion d'optimalité car les profils de taxation étudiés ne sont pas issus d'un processus d'optimisation intégrant à la fois les coûts privés de réduction des pollutions et la valeur associée au dommage.

Objectif et méthode

Au cours de l'année écoulée (2011), nous avons associé modèle théorique et modèle appliqué dans une approche de type « modélisation inverse ». L'hypothèse de départ consiste à dire que le seuil de concentration de nitrate dans la masse d'eau choisi par le régulateur est socialement optimal.

Via la modélisation, l'analyse est réalisée comme si l'on traitait une « colonne » de surface unitaire, d'une hauteur séparant le sol de la masse d'eau, et d'une épaisseur en eau de l'aquifère.

Nous recherchons à partir de la chaîne de modélisation appliquée (agro-économie et hydrogéologie, STICS-AROPAj-MODCOU) la taxe de long terme portant sur les pertes d'azote sous-racinaire permettant d'atteindre une cible donnée en termes de concentration en nitrate dans la masse d'eau. La masse d'eau considérée est l'aquifère de la Craie. Il est alors possible à partir du modèle théorique d'estimer une valeur au dommage marginal (et au dommage associé à tout niveau de concentration en pollution dans le cas d'une fonction simple de dommage de type $k/2 z^2$, lorsque z est la concentration et k un paramètre résumant la monétarisation du dommage). Connaissant la fonction de dommage, il est alors possible de déterminer le sentier optimal de taxe au cours du temps résultant de l'arbitrage entre production et pollution correspondant au programme de maximisation du bien-être du régulateur.

Cela nous permet alors de :

- (i) Déterminer la valeur **sociale** de la pollution des aquifères par les nitrates, i.e., donner une valeur au dommage ;
- (ii) Déterminer le profil **socialement** optimal de taxe sur les pertes racinaires au cours du temps permettant d'atteindre la cible;
- (iii) Calculer la perte **sociale** associée à des politiques moins contraignantes pour les pollueurs surtout à court terme (mais plus dommageables pour l'environnement), et permettant d'atteindre la cible à long terme.

Le processus de calcul et de modélisation est le suivant:

1. On résout un problème formel de maximisation inter-temporelle des profits des firmes polluantes diminués des dommages associés à la pollution en présence d'une équation dynamique d'accumulation du stock de pollution dans le milieu.

A long terme, c'est-à-dire à la période à partir de laquelle la concentration de l'aquifère et les pertes sous-racinaires sont considérées comme constantes au cours du temps, on dispose de l'expression suivante du dommage marginal :

$$k z = \mu(\tau + \delta) h e^{\delta \beta} \quad (1)$$

La signification des paramètres et un ordre de grandeur de leur valeur (ex ante) sont donnés dans le tableau ci-dessous, en interprétant les paramètres dans le cadre d'une relation entre production agricole de surface et un aquifère impacté par le transfert des pertes d'azote du sol vers l'aquifère (ici, l'aquifère de la craie dans ses parties libres).

k	Paramètre de dommage	<i>A calculer</i>
z	Concentration de long terme de NO ₃ dans l'aquifère	<i>A déterminer</i>
μ	Taxe optimale de long terme sur perte N sous-racinaire	<i>A calculer</i>
τ	Taux de régénération de l'aquifère	2% /an
δ	Taux d'actualisation	4% /an

h	Épaisseur équivalente en eau de l'aquifère	13.5 m
β	Temps de transfert des nitrates entre le sol et la nappe.	20 ans

L'équation exprime la relation entre le paramètre de dommage, k , la concentration de long terme, le dommage marginal, $k z$, la taxe optimale de long terme, μ . Les paramètres physiques de l'équation peuvent être estimés directement à partir du modèle MODCOU, et le taux d'actualisation prend la valeur utilisée par les pouvoirs publics en France.

2. On définit une valeur cible de la concentration, en considérant qu'elle résulte du choix public arbitrant production et pollution.

On mobilise les modèles en deux temps :

- a. Le modèle AROPAj (Godard et al., 2008) est utilisé pour simuler les réactions des producteurs face à un jeu de taxes pesant sur les pertes d'azote sous-racinaires ; grâce aux fonctions de perte d'azote estimées à partir du modèle STICS (Brisson et al., 1998), on dispose des pertes sous-racinaires que l'on peut « distribuer » dans l'espace géographique (les méthodes qui le permettent ont fait l'objet de présentations antérieures dans les colloques Piren-Seine et d'articles publiés) ;
- b. On considère chacun des résultats AROPAj précédents comme une situation de long terme répétée à l'infini ; la distribution spatiale des résultats estimée selon la méthode de Cantelaube et al., (2012) est fournie au modèle MODCOU (Viennot et al., 2009), qui détermine les profils de concentration dans l'aquifère pour chacune des valeurs proposées de la taxe ; on dispose alors de la concentration de long terme obtenue avec chaque valeur de la taxe ;

3. Pour une cible donnée, on dispose alors de la valeur de la taxe qui permet de l'atteindre à long terme. On peut alors calculer la valeur du dommage marginal pour ce niveau de pollution (concentration NO₃), et calculer le paramètre de la fonction de dommage (k).

On peut répéter le calcul pour différents niveaux de la « cible ». On dispose alors de la valeur de k et du dommage marginal, qui bien sûr diffèrent d'une cible à l'autre. Une cible plus faible traduit une plus grande valeur sociale du dommage, elle suppose un niveau de taxe plus élevée pour l'atteindre.

Résultats

Pour l'aquifère de la Craie, un scénario de type « business as usual » montre que la concentration en nitrate se stabiliserait un peu au dessus de 50mg/l. Sans surprise, le niveau requis de la taxe permettant de limiter le niveau à 50 serait alors faible, et la valeur marginale du dommage faible également.

Si la concentration souhaitée devait être de 38 mg/l, l'équation (1) permet d'estimer la valeur sociale (i.e. le coût marginal de réduction) de 1 mgNO₃ par litre d'eau à 22 €/ha/an. Le niveau de long terme de la taxe sur les pertes d'azote agricole devrait dépasser 5 fois le prix de marché de l'azote des engrais minéraux, ce qui, compte tenu du taux de perte moyen au niveau des sols agricoles, équivaldrait à près du doublement du prix des engrais. Il faut noter que la modélisation prend en compte les apports d'azote venant des effluents d'élevage (et donc les pertes d'azote afférentes).

Si la recette fiscale associée à cette taxe était intégralement redistribuée aux producteurs agricoles, dans le cas d'une cible à 38, la perte nette moyenne de marge agricole de long terme est estimée à 5% du fait de la mise en œuvre de la taxe (toutes choses égales par ailleurs).

L'état optimal de long terme est atteint par différents profils de taxe, à des temps évidemment différents selon le profil (ci-dessus, le profil consiste à fixer dès aujourd'hui une taxe au niveau constant calculé précédemment). Le modèle de contrôle optimal évoqué ci-dessus permet de déterminer le profil optimal de taxe (celui qui maximise le bien-être actualisé sur un horizon infini). On peut alors estimer les pertes de bien-être lorsque le profil de taxe s'écarte du sentier optimal. Ainsi, adopter un profil plus favorable aux producteurs en début de période, avec une taxe augmentant progressivement vers son niveau optimal de long terme, se traduit par une perte cumulée de bien-être, mais des profits plus élevés en début de période et un dommage plus élevé sur une période plus longue.

Les résultats sont illustrés par quelques graphiques.

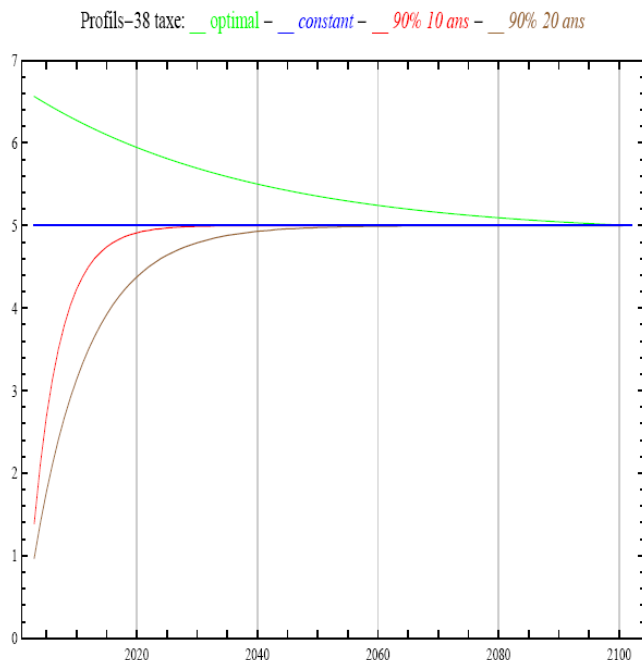


Fig 1. Evolution de la taxe sur les surplus azotés (en %); en vert le sentier optimal.

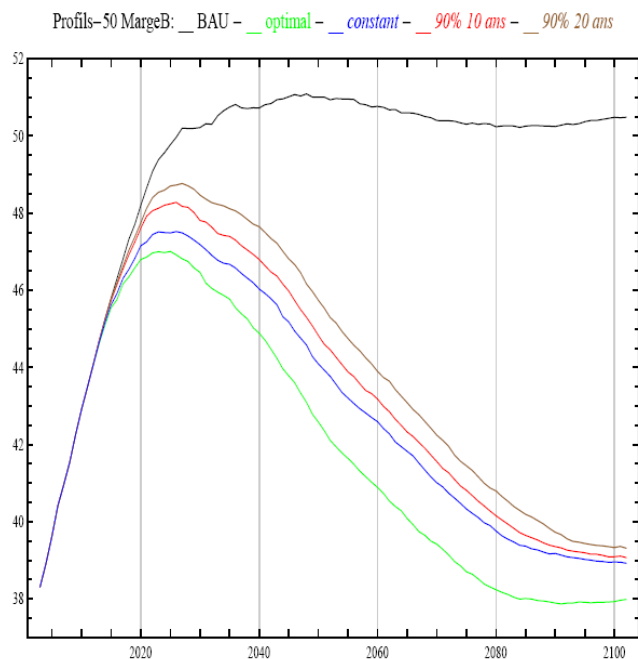


Fig2. Evolution de la concentration NO3 dans la Craie libre selon différents profils de taxe ; en vert l'évolution associée au profil optimal, en noir, le cas BAU (mgNO3/l).

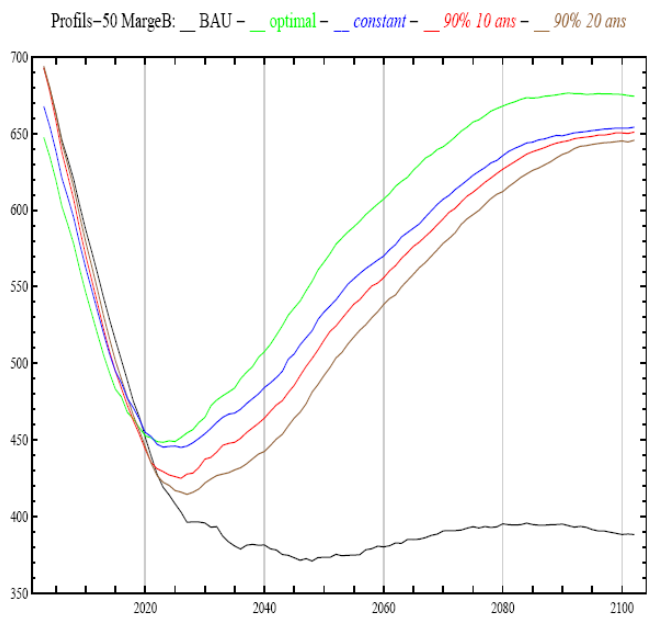


Fig3. Bien-être, profil au cours du temps de la moyenne estimée de la rémunération des facteurs (terre, travail, quota,...) diminuée du dommage en €/ha/an.

Il est à noter que l'ajustement du capital animal permettrait de diminuer le coût de réduction des pertes d'azote. Le modèle AROPAj permet de prendre en compte cet aspect, qui relève du champ de l'adaptation des systèmes agricoles à long terme (souvent mis en avant dans la problématique du changement climatique). De premières estimations ont été réalisées, en partie exposées lors du colloque PIREN-Seine de février 2012.

Perspectives

Ce travail s'inscrit dans les thèmes « agriculture » et « modélisation » du PIREN-Seine dans sa phase V et prolongé dans la phase VI. La thèse soutenue début 2012 par Cyril Bourgeois a été l'un des éléments porteurs de ce travail (financé par la Région Ile de France et par le PIREN-Seine). Il a bénéficié d'une approche interdisciplinaire, mobilisant l'UMR Economie Publique (Inra-AgroParisTech), l'UMR Sisyphe et GéoSciences-Ecole des Mines. Dans le passé récent, il a bénéficié d'autres collaborations (Inra-Mirecourt, et les équipes travaillant sur le modèle STICS).

Pour la suite, l'analyse des impacts de l'introduction de systèmes agricoles à bas niveau d'intrants dans la modélisation agro-économique est l'une des voies envisagées pour l'exploration des relations entre l'agriculture et le milieu du Bassin de la Seine.

Sont à l'étude d'autres voies telles que les productions à finalité non alimentaire et offrant potentiellement de forts rendements en matière sèche. Il s'agira alors de prêter attention aux interactions multiples et complexes entre milieu et production agricole, avec l'eau comme facteur de production agricole plus sollicité (pour les hauts rendements attendus par exemple en matière de cultures énergétiques), plus sensible à la concentration et l'intensité des productions agricoles en termes de qualité, et dont une grande partie de la ressource échappe au marché.

Les thèmes de l'adaptation et du changement climatique restent des centres d'intérêt pour les équipes directement engagées sur le PIREN-Seine, en collaboration avec d'autres, en particulier le LSCE (CEA-CNRS), par exemple dans le cadre du projet ORACLE (ANR).

Références

- Bourgeois C., F. Habets, P.A. Jayet, P. Viennot, Estimating the marginal social value of agriculturally-driven nitrate concentrations in an aquifer: a combined theoretical-applied approach, 2012, en préparation
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuroy, M., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., et al. (1998). Stics: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. i. theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18(5-6):311-346.
- Cantelaube, P., Jayet, P.-A., Carr ~ Al', F., Zakharov, P., and Bamps, C. (2012). Geographical downscaling of outputs provided by an economic farm model calibrated at the regional level. *Land Use Policy*, 29:35-44.
- Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P. A., Brisson, N., and Bas, C. L. (2008). Use of available information at a european level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agricultural Systems*, 97:68-62.
- Viennot P., E. Ledoux, J.M. Monget, C. Schott, C. Garnier, N. Beaudoin, La pollution du bassin de la Seine par les nitrates, plaquette du Piren Seine.43p