

Réguler l'activité agricole pour maîtriser la concentration de nitrate dans les nappes

Cyril Bourgeois¹, Pierre-Alain Jayet¹,
Athanasios Petsakos², Céline Schott⁴, Pascal Viennot³, Florence Habets^{3,5}

¹ UMR 210 INRA - AgroParisTech Économie publique , 78850 Thiverval Grignon

² Agricultural University of Athens

³ MINES ParisTech, Centre de Géosciences, UMR Sisyphe 7619, 77305, Fontainebleau

⁴ INRA SAD Mirecourt

⁵ UMR Sisyphe

1. Objectif.....	1
2. Méthodologie, modélisation et scénario retenus.....	2
3. Résultats.....	6
4. Perspectives.....	9
Bibliographie.....	11

1. Objectif

A partir de la prescription que suggère la théorie économique quant à la régulation d'un stock de pollution d'origine agricole, il s'agit de quantifier l'impact de la régulation économique sur la qualité du milieu. L'objectif est de fonder l'estimation sur la mobilisation de trois modèles couplés que sont (i) un modèle économique d'offre agricole (AROPAj), un modèle de croissance végétale (STICS), et un modèle hydrologique de transfert entre sol et aquifère (MODCOU). Le milieu est ici limité aux principaux aquifères du Bassin de la Seine (Craie, Oligocène, Eocène). La qualité du milieu qui est étudiée est la concentration en nitrate. Les activités polluantes considérées sont les principales activités de l'agriculture et de l'élevage prises en compte par le modèle AROPAj. La source de pollution étudiée est plus précisément la perte d'azote sous forme nitrate à la base racinaire des plantes, qui provient de la consommation d'engrais minéraux et d'origine animale.

Rappelons que l'agriculture du Bassin de la Seine est le fait de plus de 100 000 exploitants à temps complet exploitant plus de 8 millions d'hectares, que la perte annuelle d'azote sous forme « nitrate » dépasse le million de tonnes de nitrate. Les 3 grands aquifères précités représente plus de 55% de l'alimentation en eau sur l'ensemble « Seine – Normandie », que la concentration en nitrate présente une grande inertie avec une faible capacité naturelle à la résorption, et qu'il y a un délai de transfert important entre la surface et les nappes de l'ordre de plusieurs décennies. Dans le même temps, l'ensemble « agriculture- milieu » est l'objet cible de nombreuses politiques publiques, parmi lesquelles il y a la Politique Agricole Commune et les Directives « Eau », « Nitrate », et « Promotion des biocarburants d'origine renouvelable » pour n'évoquer que la régulation européenne.

La période 4 (année 2010) de la phase V du PIREN-Seine a permis de déboucher sur les premiers résultats de forçage des 3 modèles. On peut alors en tirer de premières conclusions sur ce que la mise en œuvre d'une politique de « taxe sur un facteur polluant » permettrait d'obtenir à moyen terme. Compte tenu du fait que la taxe qu'il est concevable (économiquement) de mettre en œuvre ne peut être de « premier rang » parce que entre autres raisons, la taxe ne porte que sur les engrais minéraux achetés, la perte d'efficacité économique de l'instrument conduit à le compléter. Ce problème commence à être abordé et devrait faire l'objet des développements futurs des recherches économiques conduites dans le cadre du PIREN-Seine.

2. Méthodologie, modélisation et scénario retenus

Le problème économique environnemental à la base de l'analyse présente les caractéristiques d'un problème de pollution diffuse émise par un très grand nombre d'acteurs couvrant un large domaine géographique, alimentant avec un retard important un stock de pollution évoluant dans le temps. Ce problème est traité sur un plan théorique dans le cadre d'une approche de type « contrôle optimal » d'un stock de pollution, en adoptant le point de vue d'une autorité de régulation environnementale (voir le rapport PIREN-Seine, Jayet et al, 2010). En parallèle, à partir du même modèle économique d'offre agricole, une analyse statique reposant sur une taxe portant sur le facteur polluant a également été conduite par Petsakos, 2010 (travail qui fait l'objet d'un article soumis à publication).

Les développements de théorie économique ont été présentés à la conférence SURED 2010 (Bourgeois et Jayet, 2010), et font l'objet d'un article soumis à publication. Ils ont également fait l'objet d'une présentation de synthèse dans le précédent rapport PIREN-Seine (2010). Rappelons qu'il est possible d'approcher la solution analytique et de la visualiser graphiquement en terme de diagramme de phase représentant les trajectoires combinant l'état du milieu (i.e. la concentration en nitrate de la nappe d'eau) et le « prix implicite » de cet état. Les trajectoires répondent à un système d'équations différentielles, et parmi ces trajectoires solution du système, émerge « la trajectoire optimale » conduisant à un état stationnaire de long terme. Le choix optimal du point de vue social d'un niveau de facteur polluant consommé par chaque producteur à chaque pas de temps s'exprime en fonction du prix implicite de la qualité du milieu pondéré par la propension marginale à polluer du producteur, qui agit alors comme une taxe sur le facteur polluant.

A partir d'un jeu de paramètres dont les valeurs sont estimées en fonction de la connaissance que l'on peut avoir du stock et de l'alimentation de celui-ci par la pollution de surface, on estime un profil temporel de taxe applicable au facteur supposé responsable de la pollution. A ce stade, la principale difficulté vient de la méconnaissance du dommage associé à la qualité du milieu en termes monétaires. Cette difficulté est théoriquement levée en considérant le niveau de concentration optimal de long terme, qui dépend du dommage marginal social (que l'on suppose par ailleurs linéaire par rapport à l'état du milieu). Du point de vue pratique, on considère que l'autorité de régulation se fixe comme objectif un « seuil » de pollution, qui lui-même résulterait d'un jeu social dont l'issue serait l'optimum social. Ce seuil (i.e. les 50 mgNO₃/l eau des directives et loi-cadre sur l'eau) est révisable à la baisse, et l'on retient un seuil de long terme inférieur à 30 mgNO₃/l. A titre indicatif, le tableau suivant donne les valeurs retenues pour une application numérique de la solution analytique du problème.

paramètre	description	unité	valeur indicative
α	part de l'apport de N dans la nappe	$\text{dam}^{-3}\text{eau}$	10^{-3}
z_0	état initial de la nappe	$\text{kgN dam}^{-3}\text{eau}$	9
β	temps de passage du sol vers la nappe	an	25
δ	taux actualisation	an^{-1}	0.04
τ	taux de régénération du milieu	an^{-1}	0.02
k	facteur de valeur sociale du milieu	$\text{€kgN}^{-2} \text{dam}^6 \text{ha}^{-1} \text{an}^{-1}$	10^{-5}
$1+\rho$	coût d'opportunité des fonds publics	-	1.3

variable	description	unité	valeur indicative état stationnaire
z_{sc}	état du milieu	$\text{kgN dam}^{-3}\text{eau}$	7
λ_{sc}	prix de l'état	$\text{€ dam}^3 \text{kgN}^{-1}$	10^{-1}

Tableau 1. Jeu de valeurs test pour estimer le profil temporel de régulation d'un aquifère pollué par une activité de surface.

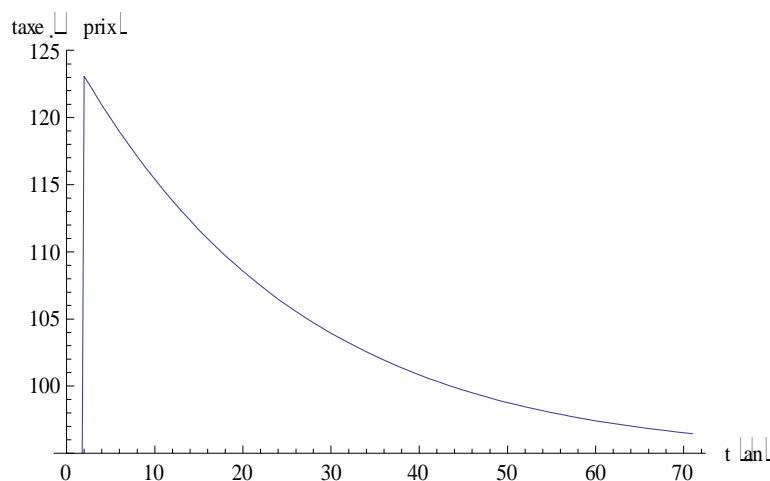


Figure 1. Profil de taxe calculé sur la base du modèle théorique et d'un jeu de paramètres caractérisant le système « agriculture – aquifère » (Mathematica 6).

Le profil temporel d'une taxe instaurée en début de période et sur un horizon de long terme est alors calculable, sachant qu'à ce stade la représentation du système « milieu pollueur – milieu pollué » est toujours représentée de façon très simplifiée. La figure ci-dessous donne une illustration de ce profil, en % du « prix de l'azote » (l'azote étant un composant dont la quantité est une fraction connue de l'engrais utilisé).

Le type de profil, avec une valeur de la taxe forte en début de période et s'atténuant au cours du temps, vient du fait que le système est supposé être en état de sur-pollution en début de période. A ce stade, on ne discute pas le problème de l'acceptation sociale d'un tel niveau de taxe, d'un impact dont l'ampleur pourrait être fortement atténué et modifié par la redistribution de la recette fiscale.

Enfin, toujours sur un plan théorique, on a les résultats suivants : le niveau socialement optimal de pollution et le prix implicite associé de long terme augmentent quand augmentent le temps de transfert entre sol et nappe, le taux d'actualisation, et le taux de régénération naturel.

Les modèles génériques économiques (AROPAj) et biophysique (STICS) sont adaptés à la représentation d'une grande variété de producteurs et de productions. Le modèle MODCOU a été développé pour les transferts entre surface et nappes à l'échelle du Bassin de la Seine. L'articulation de ces 3 modèles nous permettra de réaliser des simulations de politiques de régulation économique.

Les 2 premiers modèles et leur mise en œuvre dans le PIREN ont été exposés dans les rapports PIREN-Seine 2009 et 2010. Rappelons simplement que le modèle AROPAj permet d'évaluer les impacts des politiques agro-environnementales en rapport avec l'allocation des terres, les principales productions de l'agriculture (céréales, oléo-protéagineux, prairies et fourrages, pomme de terre, betterave sucre, ...) et de l'élevage (principalement les bovins, et de façon très simplifiée ovins, caprins, porcs et volailles). Les facteurs de production pris explicitement en compte sont les engrais et les aliments du bétail (y compris les aliments produits et consommés sur la ferme). Un module « émissions de gaz à effet de serre » a été ajouté au modèle. Le modèle STICS a permis d'élaborer les fonctions « dose-réponse » utilisées par le modèle AROPAj, la « dose » étant la quantité d'azote apporté, et la réponse étant multiple avec le rendement et les pertes d'azote sous différentes formes (oxyde nitreux, nitrate, ammoniac). Le modèle AROPAj comprend également un module « bilan d'azote » qui permet d'intégrer les apports d'azote en provenance de l'élevage.

Les fonctions « dose-réponse » ont été élaborées dans un premier temps par Paul Zakharov sur la base du travail initié par Caroline Godard (Godard et al, 2008). Un travail plus systématique à l'échelle européenne est entrepris par David Leclère dans un contexte de changement climatique (Leclère et al, 2010), et les fonctions de perte d'azote ont été ré-estimées par Cyril Bourgeois. Ces dernières estimations (en « climat présent ») sont utilisées dans le travail qui sous-tend ce rapport.

Le modèle AROPAj a été spatialisé de façon à pouvoir distribuer les exploitations agricoles représentées (et représentatives du secteur à l'échelle régionale). La distribution géographique des agents économiques permet alors de distribuer n'importe quel résultat de simulation délivré par AROPAj. La méthode est fondée sur un travail d'économétrie spatiale qui permet de localiser de façon probabiliste l'occupation du territoire (Chakir, 2009), complétée par un calcul de probabilité de présence des exploitations agricoles AROPAj à l'échelle régionale (Jayet et al, 2006). Le maillage de la spatialisation est déterminé par le maillage le plus

fin des bases de données utilisées en amont par l'économétrie spatiale (CORINELandCover). Ce maillage est compatible avec le maillage du modèle MODCOU.

Un travail plus avancé de spatialisation a été réalisé pour le PIREN en utilisant les Petites Régions Agricoles (PRA, voir le rapport PIREN 2009). Dans le calcul de la probabilité de présence des exploitations agricoles représentatives, les données des PRA se substituent aux données RICA des Régions.

Sur le pas de temps propre au modèle AROPAj, qui est l'année, face à un jeu donné de paramètres physiques (climat) et économiques (PAC, niveau des instruments de l'intervention publique en matière environnementale), le modèle AROPAj est utilisé pour déterminer la réponse optimale des producteurs. On dispose alors pour chaque maille géographique élémentaire d'un niveau de perte d'azote à la base racinaire, sous forme nitrate. Il importe à ce stade de rappeler que la probabilité de présence des exploitations agricoles représentatives est supposée constante. Mais dans le même temps, le changement d'allocation des terres au sein de chaque exploitation agricole et le changement d'intensité dans la consommation du facteur polluant sont deux sources importantes de variation de la perte d'azote sur chaque maille élémentaire. Ces effets surviennent dès lors qu'il y a un changement de prix, auquel s'apparente l'introduction d'une taxe (voir les figures 2 : Figure 2a : la culture 1 est plus profitable ; Figure 2b : la culture 2 est plus profitable).

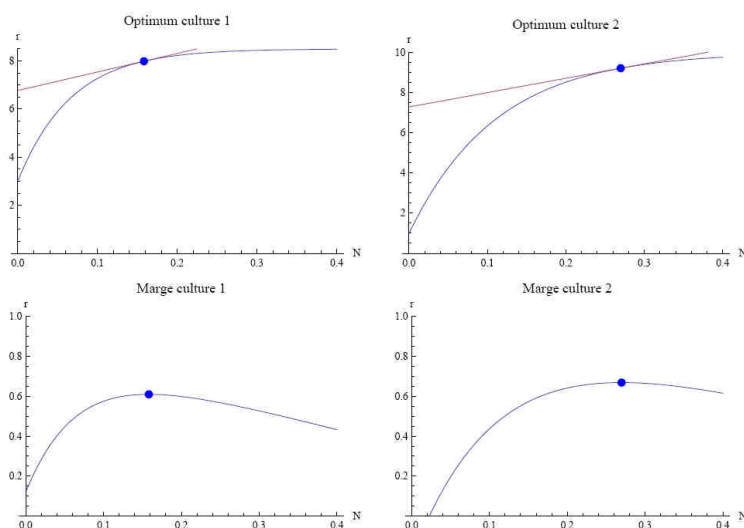


Figure 2a. Fonctions de rendement et marges brutes par hectare de 2 cultures.

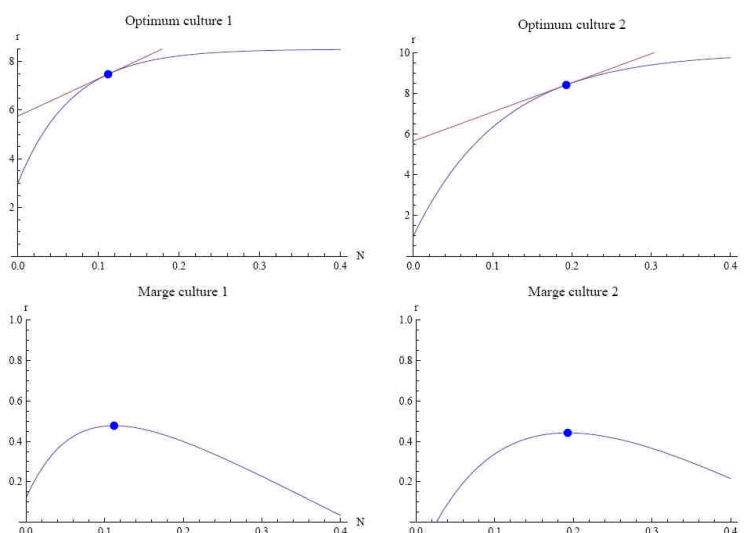


Figure 2b. Effet d'un changement de prix de l'azote sur les rendements et marges brutes.

On remarquera que ces deux effets, ajoutés au fait que les fonctions de perte d'azote peuvent différer fortement d'une culture à l'autre, sont susceptibles de conduire (localement) au résultat paradoxal d'une augmentation de la taxe et d'une augmentation de la pollution (figures 3, en correspondance avec un changement de prix analogue à celui des figures 2.).

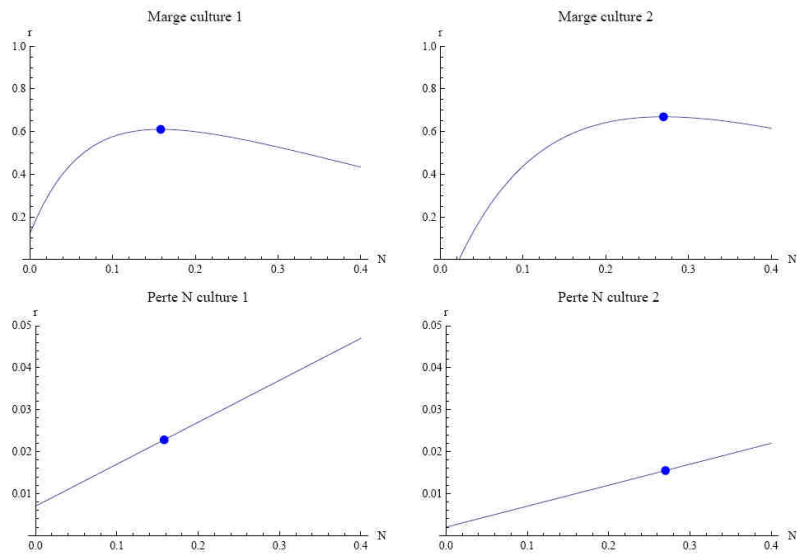


Figure 3a. Marge et perte d'azote pour 2 cultures.

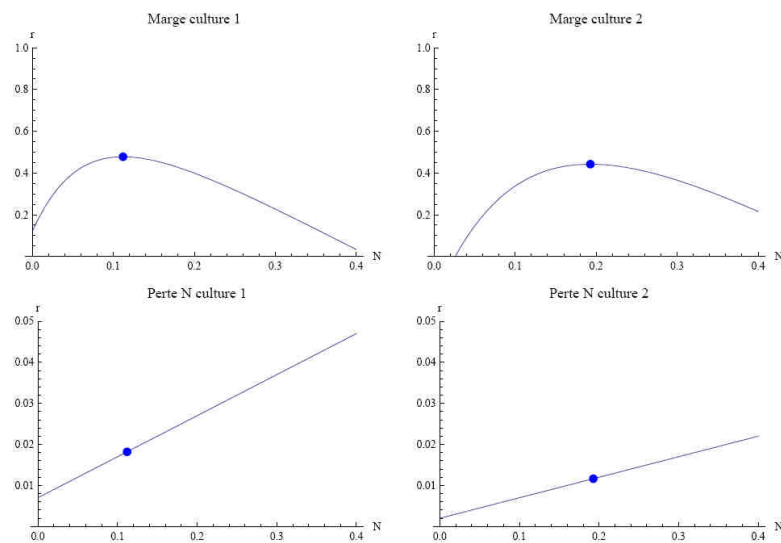


Figure 3a. Marge et perte d'azote pour 2 cultures après changement de prix de l'azote.

Pour un scénario donné, constitué d'un jeu daté d'éléments de politique agricole et environnementale, on réitère l'opération précédente à chaque pas de temps. Une année particulière sert de référence, que l'on choisit être celle pour laquelle les modèles AROPAj et MODCOU sont en cohérence. Les résultats distribués spatialement à partir d'AROPAJ seront alors utilisés en variation par rapport à cette référence. Rappelons que MODCOU est un modèle dynamique fonctionnant sur un pas de temps journalier. La mise en cohérence des modèles AROPAj et MODCOU permet d'offrir un palliatif au problème de méconnaissance du profil infra-annuel des apports d'azote.

Le scénario retenu dans la phase exploratoire de simulation réalisée pour ce premier couplage d'ensemble des modèles repose sur deux clefs. La première tient au scénario de politique agricole. Le modèle AROPAj est utilisé dans sa version « V2 » (UE-15, calibré sur la base du RICA 2002, pour lequel les fonctions « dose-réponse » sont disponibles), année pour laquelle la politique agricole en vigueur est l'Agenda2000. La PAC a

été réformée par l'accord européen de 2003 (Luxembourg, juin 2003), et la réforme mise en œuvre à partir de 2005/2006. La PAC réformée a été amendée en particulier par la réforme de l'OCM « sucre », puis avec l'abandon de l'obligation de gel de terre. Sans que cela soit déterminant sur le long terme, on a considéré que l'Agenda2000 est appliquée au modèle sur la période 2004-2006, puis que la PAC modifiée par l'accord de Luxembourg et amendée (en termes d'OCM sucre et de gel de terre) s'applique à partir de 2007 pour toute la période de simulation. Les prix agricoles sont supposés inchangés, et le capital animal s'ajuste à un niveau peu élevé (dans l'intervalle [-15, +15] % du capital animal initial correspondant à l'effectif des principales catégories animales adultes). Enfin, la structure même des exploitations agricoles est supposée inchangée dans le scénario.

A partir de 2011, une taxe est introduite et appliquée sur la fraction « azote » des engrais minéraux selon le profil proposé ci-dessus (dénommé « jeu 1 » dans la figure 4, fondé sur le calcul aboutissant à la figure 1).

Une variante de scénario est proposée avec le « jeu 2 » de profil de taxe (symétrie verticale du jeu 1, ayant l'avantage de reposer sur le même jeu de simulations AROPAj). Idéalement, du point de vue plus « politique » d'une montée en puissance d'une taxe environnementale, il conviendrait d'étudier un scénario de type « jeu 3 ».

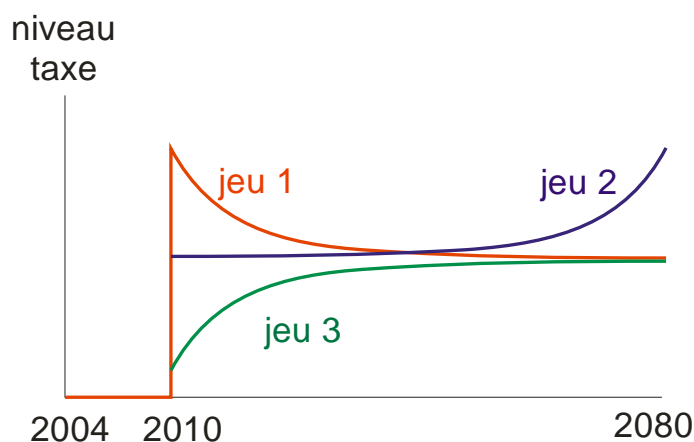


Figure 4. Profil de taxe inscrit dans le scénario de simulation

3. Résultats

Les résultats présentés pour le modèle AROPAj sont donnés soit pour les 14 Régions du Nord de la France (régions « fra1 » de la version V2 du modèle), soit pour les 8 Régions parmi les 14, qui interfèrent avec le Bassin de la Seine (Ile-de-France, Basse Normandie, Haute Normandie, Picardie, Centre, Bourgogne, Champagne - Ardennes, Lorraine). Rappelons que la taxe varie au cours du temps entre 120 et 90% du prix de base de l'azote contenu dans les engrais minéraux achetés.

Les résultats économiques montrent que la taxe conduit à une baisse significative de la marge brute (de l'ordre de -8.5 à -8%, figure 5.), qui serait en grande partie compensée par la restitution forfaitaire de la recette fiscale (de l'ordre de -4 à -3.5%, figure 5). L'impact sur la consommation d'engrais est forte (de l'ordre de -50 à -45%), tandis que la présence d'apport d'azote d'origine animale, la réallocation des terres et les différences entre fonctions de perte d'azote d'une culture à l'autre implique une variation plus modeste de la perte d'azote sous forme nitrate (de l'ordre de -30 à -25%).

Les impacts en terme de réallocation des terres sont significatifs (exemple du blé et de la prairie, figure 6). Ils montrent que la taxe peut avoir des effets significativement différents d'une région à l'autre. Ce point est important dans la perspective du couplage avec le modèle hydrologique MODCOU.

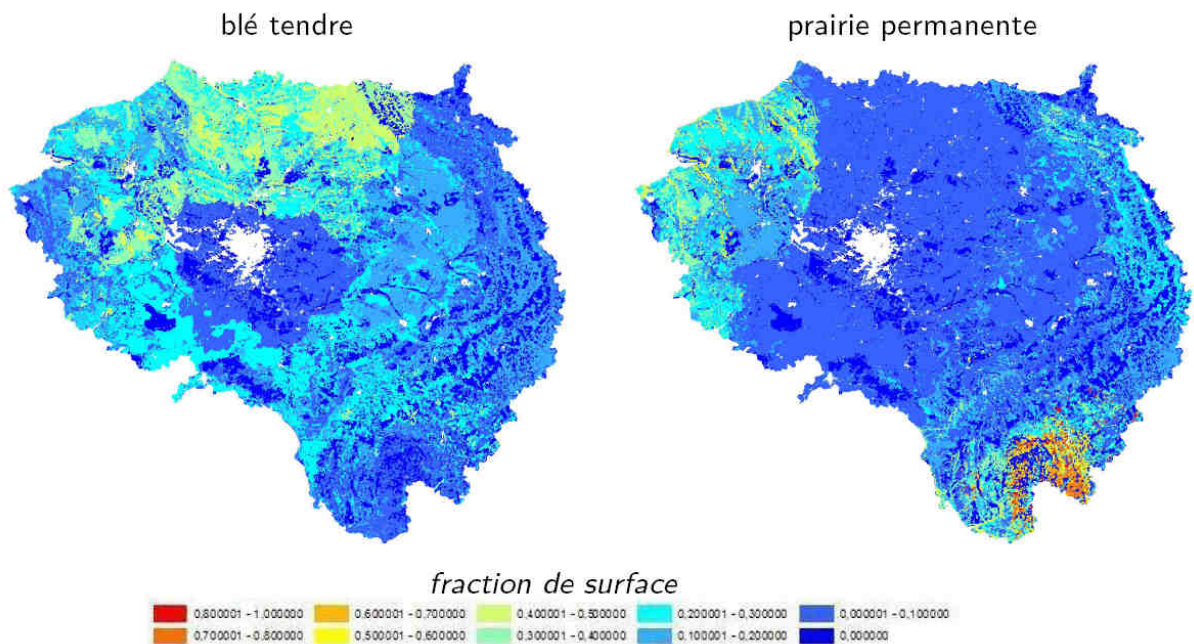
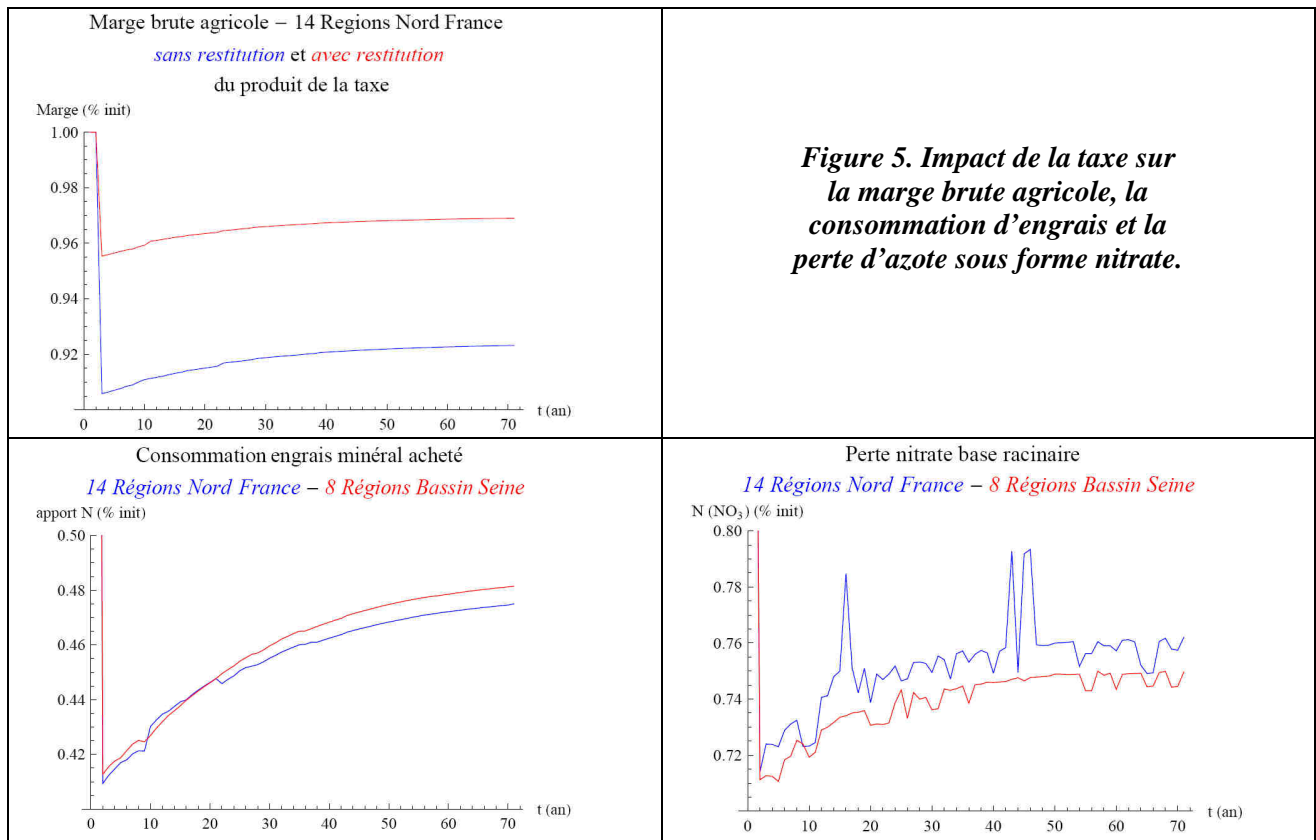


Figure 6a. Probabilité de présence du blé tendre et de la prairie en l'absence de taxe – Simulation AROPAj spatialisé

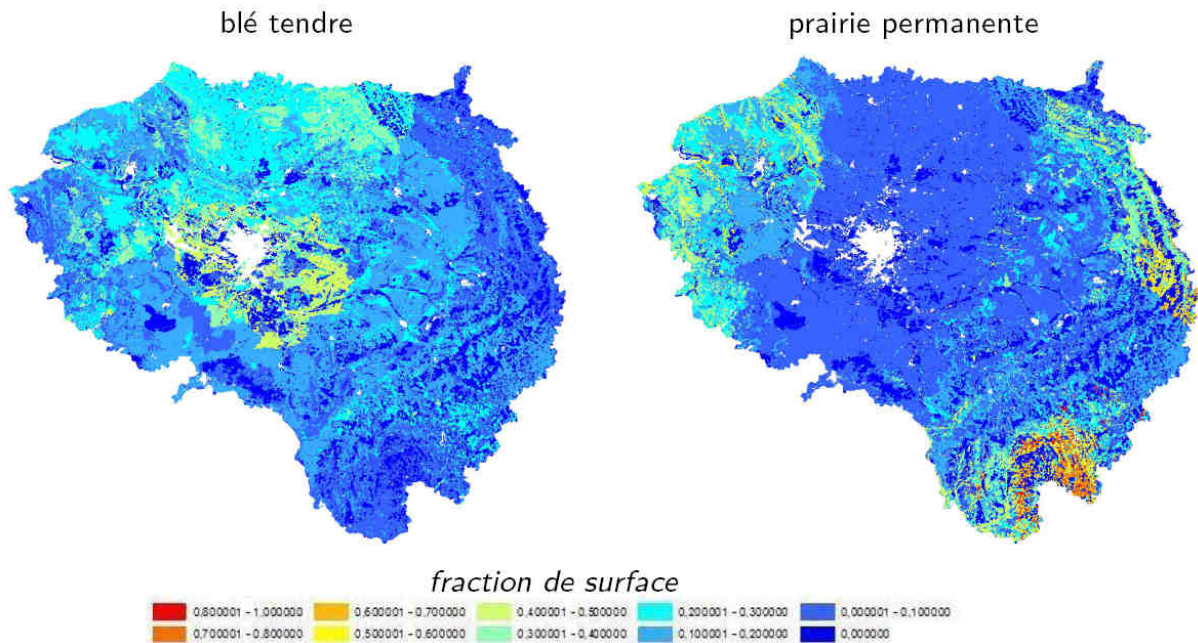


Figure 6b. Probabilité de présence du blé tendre et de la prairie avec taxe « N » égale à 100% du prix – Simulation AROPAj spatialisé

Les résultats de perte d'azote sous forme nitrate, pour chaque pas de temps (annuel), alimentent le modèle MODCOU mis en œuvre sur longue durée, de façon à « capter » l'effet de long terme de la politique proposée dans notre scénario. Les résultats sont déclinés pour les 3 principaux aquifères, pour trois scénarios (i) laissez-faire ; (ii) AROPAj - taxe « jeu 1 » ; (iii) AROPAj – taxe « jeu 2 » (Figures 7 : pour chaque aquifère, à gauche sur temps long, à droite zoom sur la période post 2010 ; la variante associée au jeu de taxe « 2 » est donnée en zoom).

L'impact de la taxe sur la nappe de la Craie – qui est de loin la plus importante source actuelle d'alimentation en eau souterraine du bassin – permettrait de maintenir significativement le niveau de concentration très en dessous du seuil de 50 mgNO₃/l. L'impact sur les autres aquifères est beaucoup plus faible, en particulier pour l'Eocène dont la qualité continuerait à se dégrader.

A long terme, importe surtout le niveau moyen de la taxe (la variante montre l'importance de l'inertie du milieu physique). Malgré un niveau important de taxe, les nappes continuent à se dégrader à moyen terme (15 ans, dans la Craie). Il en irait d'ailleurs pratiquement de même s'il y avait un arrêt complet des apports de nitrate.

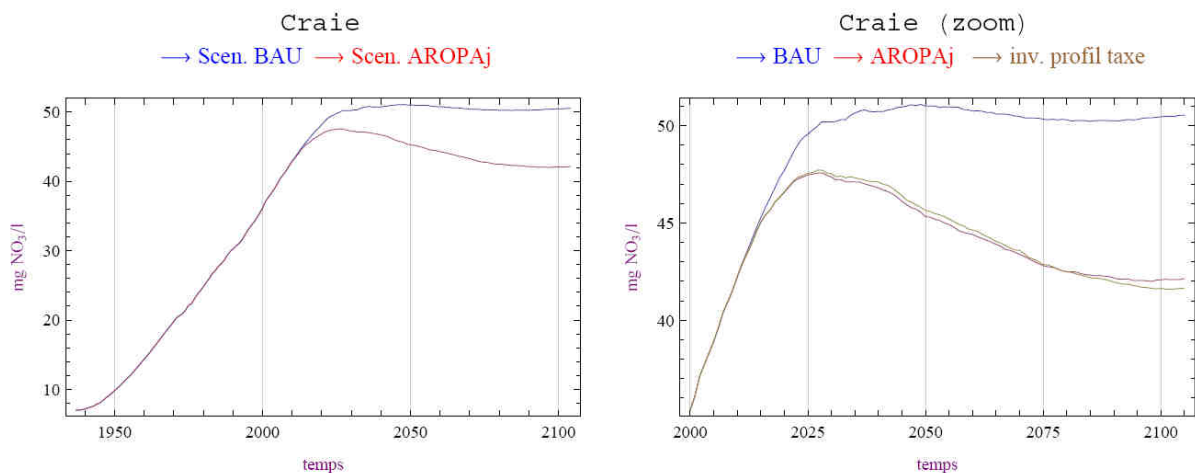


Figure 7a. Profil au cours du temps de la médiane des concentrations calculées de nitrate dans la Craie (BAU -laissez faire - = scénario 1 ; scen. Aropaj = scénario 2 ; inv. profil tace = scénario 3).

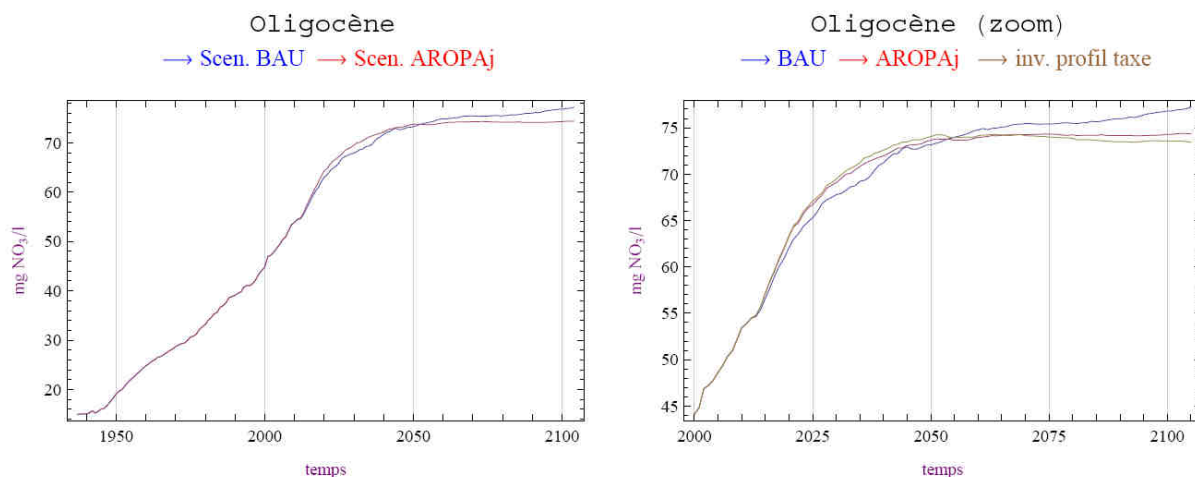


Figure 7b. Profil au cours du temps des concentrations calculées de nitrate dans l'Oligocène.

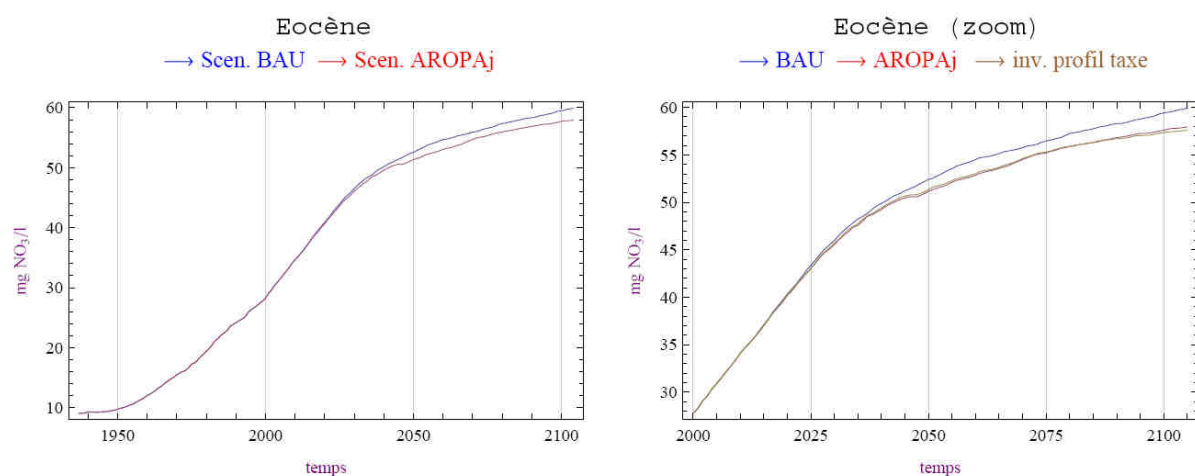


Figure 7c. Profil au cours du temps des concentrations calculées de nitrate dans l'Eocène.

4. Perspectives

Le fait que la taxe sur le facteur polluant produise – au mieux à long terme – un effet sur la qualité d'un milieu dont l'inertie fait qu'il sera difficile de le contenir en deçà du seuil de concentration réglementaire, peut évidemment la rendre fragile aux yeux des agents économiques qui en subiront les effets. Néanmoins, comme pour tout bien public (tel qu'un aquifère), le problème économique vient de la « valeur » que les agents lui accordent, et si la valeur accordée par les consommateurs d'eau se traduit par le seuil de concentration affiché par la réglementation, en l'état actuel et pour un futur proche, la potabilité sera supportée par les distributeurs et les consommateurs. Le coût des effets externes qui affectent ces agents économiques pourrait être réparti autrement, y compris en étant assumé par ceux qui en sont à l'origine, même si le principe « pollueur - payeur » n'est qu'un des moyens d'améliorer l'efficacité économique.

L'instrument « prix » tel qu'il est proposé jusqu'ici dans ce rapport peut être remis en selle en le combinant avec des incitations en termes d'allocation des terres. Ceci serait d'autant plus justifié que d'autres effets externes et d'autres politiques publiques interfèrent avec la maîtrise des pollutions azotées.

Nous ne discuterons pas ici de la pertinence des biocarburants en matière de maîtrise des émissions de gaz à effet de serre ni de consommation en eau (qui pourrait se révéler un problème important). Nous cherchons à évaluer les effets d'éventuelles subventions accordées aux matières premières agricoles au titre des biocarburants de « 2^{ème} génération ».

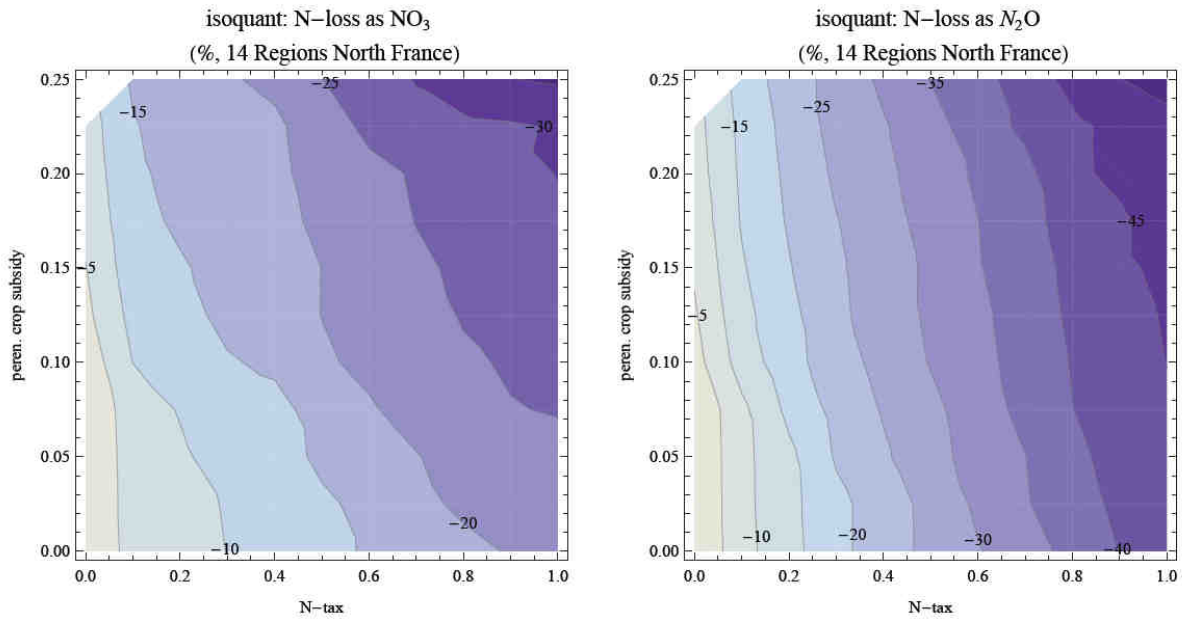


Figure 8. *Combinaison d’instruments économiques permettant d’atteindre un niveau donné de pollution : à gauche la perte d’azote sous forme nitrate ; à droite la perte d’azote sous forme d’oxyde nitreux. En abscisse : taxe sur la fraction « N » des engrais minéraux (% du prix de l’azote) ; en ordonnée : montant de la subvention accordée au miscanthus (moyenne annuelle actualisée, 1000€/ha).*

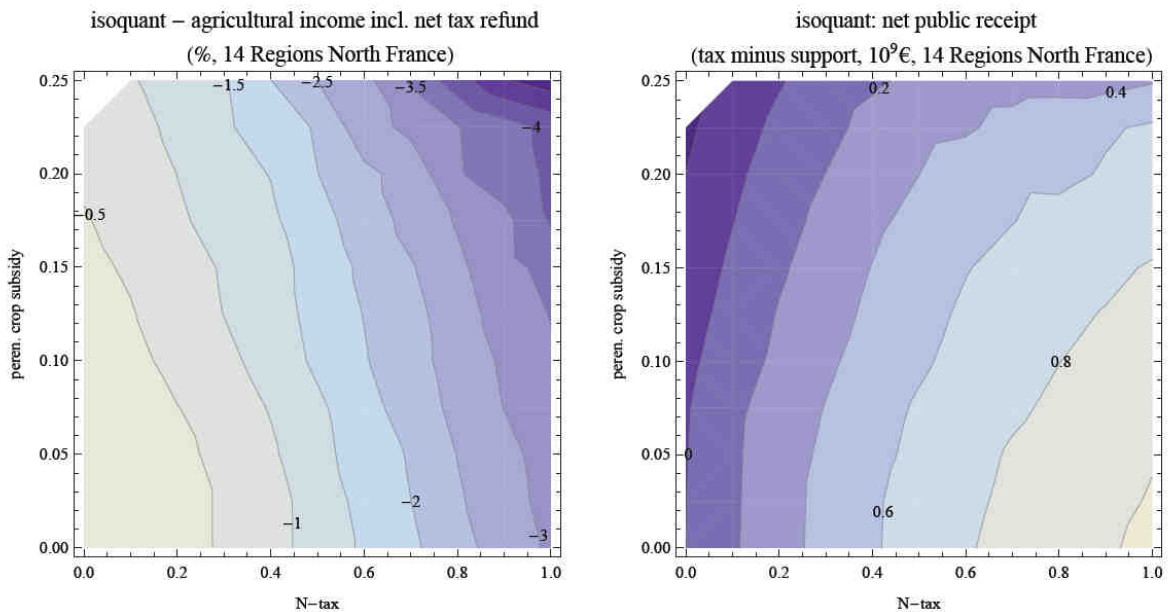


Figure 9. *Combinaison d’instruments économiques limitant la perte de revenu agricole (à gauche) et garantissant un niveau de recette fiscale nette (à droite). En abscisse : taxe sur la fraction « N » des engrais minéraux (% du prix de l’azote) ; en ordonnée : montant de la subvention accordée au miscanthus (moyenne annuelle actualisée, 1000€/ha).*

Nous introduisons dans le modèle AROPAj une production pérenne à récolte annuelle telle que le miscanthus (Ben Fradj, 2009). En retenant le principe d’un calcul à la Faustmann (utilisé en gestion de ressource forestière), et sur la base de données expérimentales corrigées par des calculs de corrélation avec une culture « témoin », chaque exploitation agricole représentative est potentiellement réceptive à l’introduction de cette culture (même si en réalité le calcul de corrélation interdit *de facto* que cette production soit profitable sans un niveau élevé de subvention).

Les figures 8 et 9 illustrent les premières simulations réalisées en combinant d'une part la taxe sur l'azote (variant de 0 à 100% du prix de l'azote), et d'autre part la subvention accordée au miscanthus (variant de 0 à 250€/ha en moyenne annuelle actualisée). La figure 8 montre, à partir des fonctions de perte d'azote estimées par le couplage STICS - AROPAj, que la cible « nitrate » requiert plus facilement de jouer avec la subvention qu'il ne serait nécessaire de le faire avec la cible « émission de gaz à effet de serre ». La figure 9 montre en particulier que la recette fiscale offerte par la taxe permet à une autorité de régulation prenant en compte les deux types de pollution de disposer d'une marge de manœuvre appréciable.

Bibliographie

- Ben Fradj N., (2009), **Approche Quantitative des productions agricoles à finalité énergétique**, Master EDDEE, UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech, 36p, septembre 2009.
- Chakir R., (2009), **Spatial Downscaling of Agricultural Land-Use Data: An Econometric Approach Using Cross Entropy**, *Land Economics* vol. 85, pp. 238–251.
- Godard C., Roger-Estrade J., Jayet P.A., Brisson N., Le Bas C., (2008), **Use of the available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU**, *Agricultural Systems*, vol. 97, n° 1–2, pp. 68–82. Avril 2008
- Bourgeois C., Jayet P.A., (2010), **Revisited water-oriented relationships between a set of farmers and an aquifer: accounting for lag effect**, SURED conference, Ascona, Juin 2010.
- Gomez E., (2002), **Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine**. Thèse de doctorat « Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives ». MINES ParisTech, 291 p.
- Jayet P.A. et al., (2006), **Report on results concerning models linking farm, markets and the environment**, GENEDEC Deliverable 4, décembre 2006, 305p.
http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP3_D4.pdf
- Jayet P.A., Cantelaube P., Zakharov P., Génin M., Bourgeois C., Polard A., Schott C., Mignolet C. Habets F, Viennot P., Philippe E, Souhar O., (2009), **Modélisation économique des relations entre l'agriculture et l'environnement à l'échelle du bassin de la Seine**, Rapport PIREN-Seine, 2009, 52p.
- Jayet P.A., Ben Fradj N., Bourgeois C., Clodic M., Leclère D., Zakharov P., (2010), **Modélisation économique des relations entre l'agriculture et l'environnement à l'échelle du bassin de la Seine**, Rapport PIREN-Seine, 2010, 10 p.
- Leclère, D., Jayet, P.A., Zakharov, P., De Noblet-Ducoudré, N., (2010), **Quantifying the heterogeneity of abatement costs under climatic and environmental regulation changes. An integrated modelling approach**, International Agricultural Trade Research Consortium, Proceedings Issues 2010: Climate Change in World Agriculture: Mitigation, Adaptation, Trade and Food Security, June 2010, Stuttgart-Hohenheim, Germany, 11p.
<http://purl.umh.edu/91267>
- Leclère, D., De Noblet-Ducoudré, N., Jayet, P.A., (2010), **How will the European agricultural supply impact the net biosphere-atmosphere exchanges of GHG, water and energy under climate change? A modelling approach**, GLP Open Science Meeting 17-19 October 2010 Arizona, USA
- Petsakos A (2010), **Evaluating the efficiency of a N-input tax under different policy scenarios at different scales**, Master EDDEE, UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech, 36p, août 2010.
- Viennot P., Monget J.M., Ledoux E., Schott C.,(2006), **Modélisation de la pollution nitrique des aquifères du bassin de la Seine : intégration des bases de données actualisées des pratiques agricoles**,

validation des simulations sur la période 1971-2004, simulations prospectives de mesures agro-environnementales, Rapport PIREN Seine, MINES ParisTech, 50p.

Viennot P, Ledoux E., Monget J.M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N., (2009), **La pollution du bassin de la Seine par les nitrates**, plaquette AESN, ISBN : 978-2-9-918251-02-6