

Coût-efficacité de pratiques respectueuses de l'environnement : une modélisation couplée pour représenter les conséquences, sur un territoire, de l'adoption de pratiques visant à limiter les pollutions par l'azote

Nadine Turpin ^a, Paul Bordenave ^b, François Oehler ^c et Thierry Bioteau ^d

Les décisions concernant la gestion de l'eau se prennent sur des territoires souvent étendus, correspondant aux échelles de négociation des nombreux acteurs impliqués dans cette gestion. Sur ces territoires, les mécanismes de transfert des polluants potentiels vers les eaux sont très complexes, mais les déterminants des décisions des nombreux acteurs impliqués ne le sont pas moins. Dans ce contexte, développer une approche pluridisciplinaire permet de mieux comprendre l'articulation des différents mécanismes dans l'espace et le temps, et permet une prise de décision qui intègre une information plus précise. Cependant, les démarches proposées sont souvent très conceptuelles et éloignées des préoccupations concrètes des décideurs. Cet article décrit comment ce type d'analyse peut, au contraire, s'appliquer sur des territoires bien réels.

Cet article s'intéresse aux pratiques agricoles proposées aux exploitants sur une base volontaire et ayant pour objectif d'améliorer la qualité de l'environnement dans des territoires ruraux. Ces « meilleures » pratiques sont connues aux États-Unis sous la dénomination de *best management practices* (BMP) (US Clean Water Act, amended, 2002). En France, elles font partie des pratiques regroupées sous le terme de « bonnes pratiques agricoles » (BPA).

Pour un décideur, proposer à une population d'agriculteurs un ensemble de bonnes pratiques agricoles qui soit cohérent avec la problématique locale et qui intègre les caractéristiques physiques et humaines du territoire sur lequel elles doivent s'appliquer est loin d'être une tâche aisée. Parmi les centaines de pratiques considérées comme « bonnes » par les experts, il leur faut sélectionner celles qui auront l'effet attendu sur le territoire cible, qui pourront être appliquées à un coût raisonnable pour les agriculteurs (et la collectivité si une subvention est associée à leur adoption) et qui seront acceptables pour les agriculteurs (qui pourront s'intégrer dans leurs systèmes de production, indépendamment des coûts monétaires liés à leur adoption).

Déterminer le rapport coût/efficacité et l'acceptabilité d'une modification de pratiques agricoles nécessite de choisir rationnellement la ou les méthodes permettant d'effectuer des estimations concrètes de ces critères. La démarche la plus souvent utilisée consiste à réaliser une typologie des exploitations présentes sur un territoire, puis à en modéliser une par type, sans tenir compte des interactions entre les différentes exploitations, pour estimer l'impact de ses pratiques sur l'environnement d'une part, et le lien entre ces pratiques et le profit de l'exploitant d'autre part. Cette démarche, pratiquée depuis longtemps, permet de comparer le coût et l'efficacité de BPA dans un pays donné (Vatn *et al.*, 1997), mais souffre de nombreuses imprécisions. L'intuition est simple : les meilleures pratiques sont proposées aux agriculteurs sur une base volontaire et sont associées à une aide uniforme pour leur adoption (tous les agriculteurs adoptant une pratique donnée se voient proposer la même aide). Les exploitations sont hétérogènes et ont des coûts d'adoption de chaque pratique différents. On peut raisonnablement penser que ce sont les agriculteurs ayant les coûts d'adoption les plus faibles qui vont adopter ces pratiques en premier. Or les exploitations ne sont pas réparties uniformément sur un bassin

Les contacts

a. Cemagref, UMR
Métafort AgroParis
Tech-Cemagref-Enita-
INRA, 24 avenue des
Landais, BP 50085,
63172 Aubière Cedex 1

b. Cemagref, UR ADBX,
50 avenue de Verdun,
Gazinet,
33612 Cestas Cedex
c. ENSAT, avenue de
l'Agrobiopole,
BP 32607,
Auzeville tolosane,
31326 Castanet-
Tolosan

d. Cemagref, UR GERE,
17 avenue de Cucillé,
CS 64427,
35044 Rennes Cedex

versant, qui est lui-même hétérogène physiquement ; de ce fait, le coût et l'acceptabilité des nouvelles pratiques vont affecter leur efficacité environnementale : sur un bassin versant donné, si les agriculteurs situés sur les espaces les plus sensibles sont aussi ceux qui ont les coûts d'adoption les plus élevés, ils n'adopteront pas les pratiques qui leur sont proposées sauf si elles sont associées à une aide conséquente et l'effet global de telles pratiques sur le bassin peut être extrêmement faible (même si elles sont adoptées massivement par des exploitations situées sur des zones peu sensibles).

C'est pourquoi la démarche habituelle consistant à interpréter une efficacité agrégée au prorata des surfaces avec des coûts agrégés au prorata du nombre d'exploitations devient vite malaisée. Par contre, sur de petits bassins où l'acquisition de données demande des moyens raisonnables, il devient intéressant de modéliser chaque exploitation individuellement. Coupler modélisation physique (dans notre cas agronomique et hydrologique) et modélisation économique permet donc de mieux aider la décision publique en produisant des estimations beaucoup plus précises, dès que les modèles sont spatialisés, des effets attendus des BPA, ainsi qu'une grille de lecture du rapport coût/efficacité de ces BPA sur un bassin (et non plus pour un type d'exploitation sur un type de sol).

L'approche proposée repose sur un modèle agro-hydrologique distribué (modèle BMP1top ; Bordenave *et al.*, 2005) qui représente le fonctionnement physique du bassin versant en 3 dimensions, avec un pas de temps quotidien. Ce modèle permet d'estimer, à court et moyen terme, l'efficacité des BPA sur la réduction des flux et concentrations d'azote (dans les sols, l'eau et l'air). Il permet une comparaison de ces BPA à surface d'application égale. Le modèle économique permet d'estimer quelles exploitations sont susceptibles d'adopter une BPA donnée, en fonction de l'aide qui lui est associée. Si l'emprise spatiale de chaque exploitation est connue, il est alors possible de comparer les zones sensibles du bassin avec celles sur lesquelles chaque BPA est adoptée, pour un niveau d'aide donné. Le modèle agro-hydrologique fonctionne de façon séquentielle (les événements se déroulent successivement chaque jour) et le modèle économique réalise des optimisations (un choix annuel est effectué en fonction d'un ensemble de paramètres) : les deux modèles

reposent sur des concepts de modélisation totalement différents.

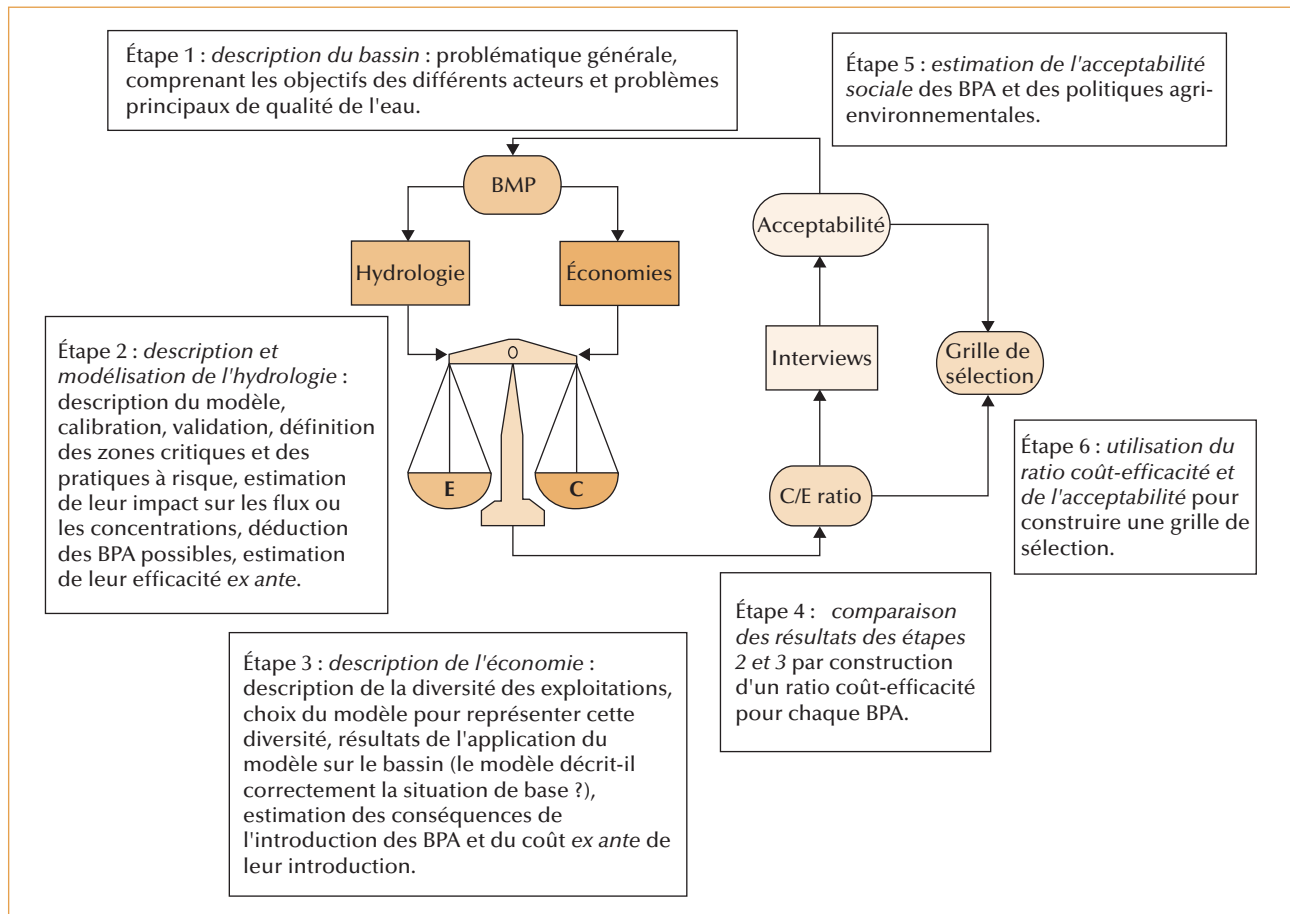
Modéliser les conséquences économiques et la concentration en nitrates dans les eaux pour un ensemble de BPA adaptées à un diagnostic donné, ainsi que de leurs combinaisons, associées à plusieurs montants d'aides, n'est évidemment pas possible. Nous avons élaboré une démarche simplifiée (Turpin *et al.*, 2005) : elle comporte 6 étapes, depuis le choix raisonné des BPA jusqu'à une analyse coût-efficacité comparant ces BPA (figure 1). Nous nous attachons ici à comparer des BPA dans un espace tri-dimensionnel défini par leur efficacité environnementale, leurs conséquences économiques et leur acceptabilité par les agriculteurs (Laplana *et al.*, 2004b). Enfin, sur le bassin de Saint-Léger, qui constitue notre champ d'étude, nous avons ajouté à cette démarche une analyse de l'adoption, par les exploitations modélisées, des différentes BPA proposées en fonction de l'aide apportée.

Après une rapide analyse de ce que nous apprend la littérature sur la modélisation couplée, nous décrivons dans un premier temps les spécificités du bassin versant d'application. Nous présentons ensuite les bonnes pratiques agricoles élaborées sur ce bassin en lien avec le diagnostic de pollution posé, puis l'efficacité de chaque BPA qui est déterminée par le modèle agro-hydrologique. Après une description du modèle économique et les coûts d'adoption qu'il permet de déterminer, nous analysons enfin l'articulation des deux modèles.

Ce que l'on peut retenir dans la littérature

La littérature sur la modélisation couplant modèles physiques et économiques confirme qu'il n'existe pas de solution simple pour réduire les pollutions diffuses agricoles :

- les niveaux d'intrants et la manière dont les différents intrants sont combinés influent sur les émissions (Schou, *et al.*, 2000 ; Vatn *et al.*, 1997) ;
- il existe de très larges différences de pertes d'azote d'un système de production à l'autre, en particulier entre les exploitations bovines, porcines ou de grandes cultures (Schou *et al.*, 2000) ;
- les décisions de gestion interagissent avec des conditions de sol et de climat très variables d'un lieu à l'autre (Schou *et al.*, 2000 ; Vatn *et al.*, 1997) et d'une année à l'autre (Kampas *et al.*,



▲ Figure 1 – Méthode d'analyse développée pour le choix de BPA (adapté d'après Turpin et al., 2005).

2003 ; McSweeney *et al.*, 1990). Parfois, l'importance des intrants sur tel ou tel espace peut masquer l'effet du sol ou des pentes (Polman et Thijssen, 2002) ;

– ce qui peut apparaître comme étant une option intéressante à un endroit ou pour un type d'exploitation peut s'avérer d'un intérêt très faible ailleurs (Polman et Thijssen, 2002 ; Skop et Schou, 1999 ; Vatn *et al.*, 1997) ;

– les coûts d'abattement varient de façon importante d'un système de production à l'autre (Schou *et al.*, 2000).

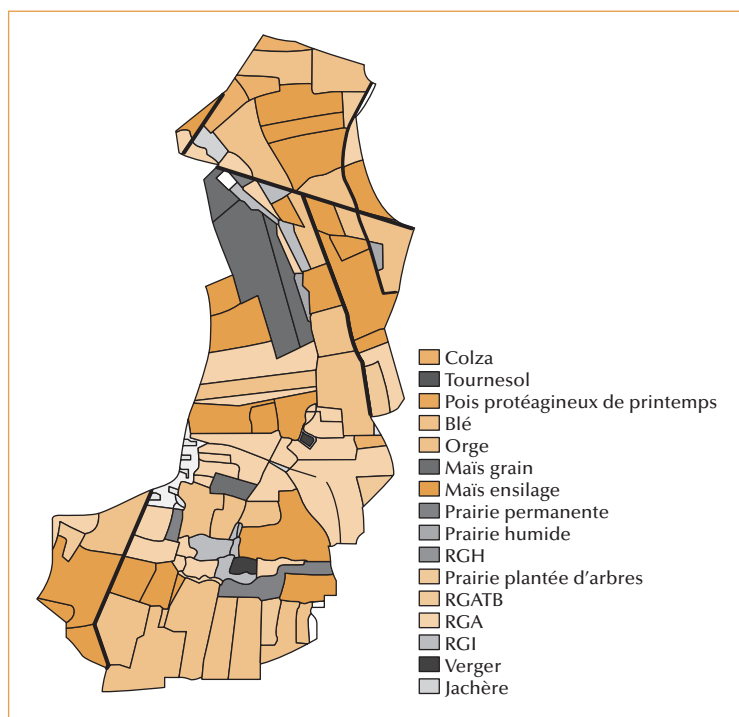
Cette littérature ne traite cependant pas d'utilisation couplée de modèles hydrologiques spatialisés ni d'analyse économique de la totalité d'une population d'agriculteurs, que nous nous proposons de décrire ici. Tenir compte de la diversité des exploitations dans une analyse coût-efficacité de modifications de pratiques permet en effet d'élaborer des politiques agri-environnementales

plus efficaces, moins onéreuses pour la collectivité, et qui rencontrent une meilleure acceptabilité par les agriculteurs (Bontems *et al.*, 2005). Mais encore faut-il pouvoir analyser l'impact de la diversité des exploitations sur l'adoption des BPA. C'est cet impact que nous traitons dans le présent article.

Description du bassin versant de Saint-Léger

Données physiques

Le bassin versant de la fontaine du Theil, à Saint-Léger-des-Prés est situé en Ille-et-Vilaine (Bretagne). Le ruisseau est un affluent du Couesnon, qui se jette lui-même dans la baie du Mont-Saint-Michel. Le bassin est de petite taille (1,3 km²). Le sous-sol est imperméable (pour 80 % de sa surface), les sols sont de texture limoneuse, les zones humides nombreuses (15 % de sa surface



▲ Figure 2 –
Assolement sur le
bassin de Saint-
Léger, en 2001 : 33 %
de maïs (surtout
ensilage), 27 %
de céréales, 30 %
de prairies, 10 %
d'autres cultures.

est occupée par des sols hydromorphes ou très hydromorphes). Ces zones humides sont plus importantes dans la zone amont du bassin, où elles couvrent 25 % de la surface. La pente moyenne du bassin est de 3 %, le dénivelé de 47 m, l'exutoire étant situé à 40 m d'altitude.

La pluviométrie est de 780 mm en année moyenne, ce qui situe le bassin sur une zone relativement sèche pour la Bretagne. Le coefficient d'écoulement¹ moyen est de 45 % sur la période 1998-2002. Les précipitations se produisent surtout en hiver, essentiellement en janvier et février. La température moyenne mensuelle varie de 5 °C en janvier à 19 °C en juillet. Contrairement à ce que l'on observe pour des climats plus continentaux, la température en automne favorise ici l'activité microbologique dans le sol, ce qui accroît le risque de transport de nutriments du sol vers les eaux.

Son activité agricole

Le bassin est consacré à une activité uniquement agricole, avec 19 exploitations cultivant (sur le bassin) 110 hectares de SAU². La production est essentiellement laitière, avec un chargement moyen de 1,7 UGB³/ha de SFP⁴. La figure 2 décrit les principales cultures sur le bassin : plus de 40 % de la SAU est en rotation maïs/blé. Les pratiques de fertilisation et d'utilisation des effluents d'élevage sont celles adoptées sur les bassins laitiers bretons au début des années 2000 : les effluents, surtout constitués de fumier bovin, sont épandues exclusivement avant maïs. Les prairies et les céréales ne reçoivent que des engrais minéraux. Ces pratiques ont pour conséquence une surfertilisation conséquente des maïs, mais aussi des autres cultures : l'excès du bilan minéral global⁵ de l'azote est de 80 kg N/ha.

Qualité de l'eau : un problème de nitrates

Le débit a été mesuré, de 1998 à 2006, toutes les 5 minutes, en utilisant un seuil jaugé installé à l'exutoire. La concentration de l'eau en nitrate, phosphates, matières en suspension et produits phytosanitaires a été mesurée à l'exutoire du bassin versant sur la même période en utilisant des méthodes d'échantillonnage asservies au débit et adaptées à chacun des paramètres mesurés. D'autres mesures ont complété ce dispositif : mesures de la teneur en nitrate et ortho-phosphates dans l'eau le long du ruisseau, mesures physico-chimiques dans les sols, piézométrie.

Les mesures effectuées montrent que les problèmes environnementaux du bassin sont liés aux concentrations et aux flux de nitrate (tableau 1) : les concentrations moyennes journalières dépassent la limite de 50 mg/l avec une fréquence de 80 %. La concentration en nitrate augmente de l'amont vers l'aval du bassin. Les concentrations en dehors des périodes de crue sont quasiment constantes, ce qui explique les bonnes corrélations entre les flux d'azote et d'eau aux échelles journalière, mensuelle et annuelle (Bordenave *et al.*, 2005).

1. Le coefficient d'écoulement est le rapport entre les écoulements dans le ruisseau à l'exutoire et la pluie.
2. Surface agricole utile.
3. Unité gros bovin.
4. Surface fourragère principale.
5. Ce bilan intègre le fonctionnement du sol.

▼ Tableau 1 – Flux totaux et flux moyens par hectare de surface totale d'eau et d'azote, à l'exutoire du bassin versant de Saint-Léger pour cinq campagnes hydrologiques consécutives de 1998 à 2003.

Campagne hydrologique	Eau		Azote nitrique			Azote ammoniacal	
	Lame écoulee annuelle (mm)	Concentration moyenne en nitrate (mg NO ₃ /l)	Flux total annuel (N-NO ₃ en kg)	Flux par hectare (kg N-NO ₃ /ha total)	Flux sur la SAU (kg N-NO ₃ /ha SAU)	Concentration moyenne en NH ₄ (mg.l ⁻¹)	Flux par hectare (kg N-NH ₄ /ha total)
1998-1999	452	54,7	7 161	55,9	60,7	0,12	0,43
1999-2000	372	52,6	5 670	44,3	48,1	0,07	0,19
2000-2001	787	43,8	9 980	78,0	84,5	0,19	1,18
2001-2002	260	59,6	4 424	34,6	37,5	0,23	0,47
2002-2003	399	53,6	6 099	47,6	51,7	0,20	0,63

Diagnostic de risque de pollution azotée et élaboration des BPA

En 1998, à l'initiative des professionnels⁶, une opération de reconquête de la qualité de l'eau a été menée sur ce bassin. Cette opération s'est appuyée sur un diagnostic, d'abord de risque de contamination par les produits phytosanitaires, puis de risque de transfert d'azote (Thierry *et al.*, 2004). Un plan d'action phytosanitaire, élaboré de façon concertée par les acteurs locaux, a été mis en place par les agriculteurs (Maillet-Mazeray *et al.*, 2007). Un programme d'action a également été élaboré pour la réduction du nitrate (plans de fertilisation raisonnée, maintien des zones humides, bandes enherbées...), mais sa mise en œuvre a été plus tardive que pour les produits phytosanitaires.

Les mesures de qualité des eaux à l'exutoire du bassin versant pendant les huit années de l'étude indiquent un problème persistant de contamination par le nitrate. La très forte variabilité des concentrations en nitrate, sous l'effet notamment des variations climatiques annuelles, rend très difficile l'interprétation des données mesurées et par conséquent l'évaluation de l'efficacité des modifications apportées. Pour limiter cette contamination et évaluer les effets attendus des mesures proposées, à la fois en termes d'efficacité pour la réduction des flux et concentrations du nitrate dans les eaux et pour évaluer les temps de réponse, les instituts techniques participant au projet se sont réunis et ont élaboré, à partir de leur connaissance des pratiques sur le bassin, trois scénarios de modifications de pratiques agricoles, techniquement réalisables et a priori acceptables par les agriculteurs du bassin (Bordenave *et al.*, 2005). Ces scénarios consistent en :

– une optimisation de la fertilisation minérale, sans modification de la répartition des apports organiques (BPA1),

– une optimisation technique de la fertilisation minérale et organique, associée à une répartition des apports organiques, lorsqu'ils sont excédentaires, sur les céréales et les prairies (BPA2),

– une augmentation de la part des prairies dans l'alimentation des animaux au détriment du maïs ensilage, les pratiques de fertilisation étant bien entendues optimisées pour toutes les cultures (BPA3).

Dans chacun de ces scénarios, le terme « optimisation » signifie que les apports d'azote minéral et/ou organique sont effectués de façon fractionnée dans le temps, de façon à ce que la dose totale apportée corresponde aux besoins des cultures, compte tenu du fonctionnement du cycle de l'azote au long de chaque rotation sur chaque parcelle.

Dans la situation de départ, environ 35 % des sols restent nus l'hiver. Pour remédier à cette situation, dans chacun de ces scénarii, la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) entre les céréales d'hiver et le maïs est prévue de façon systématique : dans chaque scénario, aucun sol ne reste nu l'hiver.

Évaluation de l'efficacité des BPA proposées sur les nitrates

Il est dorénavant bien connu que les flux d'azote dans l'eau sont la conséquence d'un équilibre dynamique entre les apports, les prélèvements des plantes, le fonctionnement du sol et des nappes,

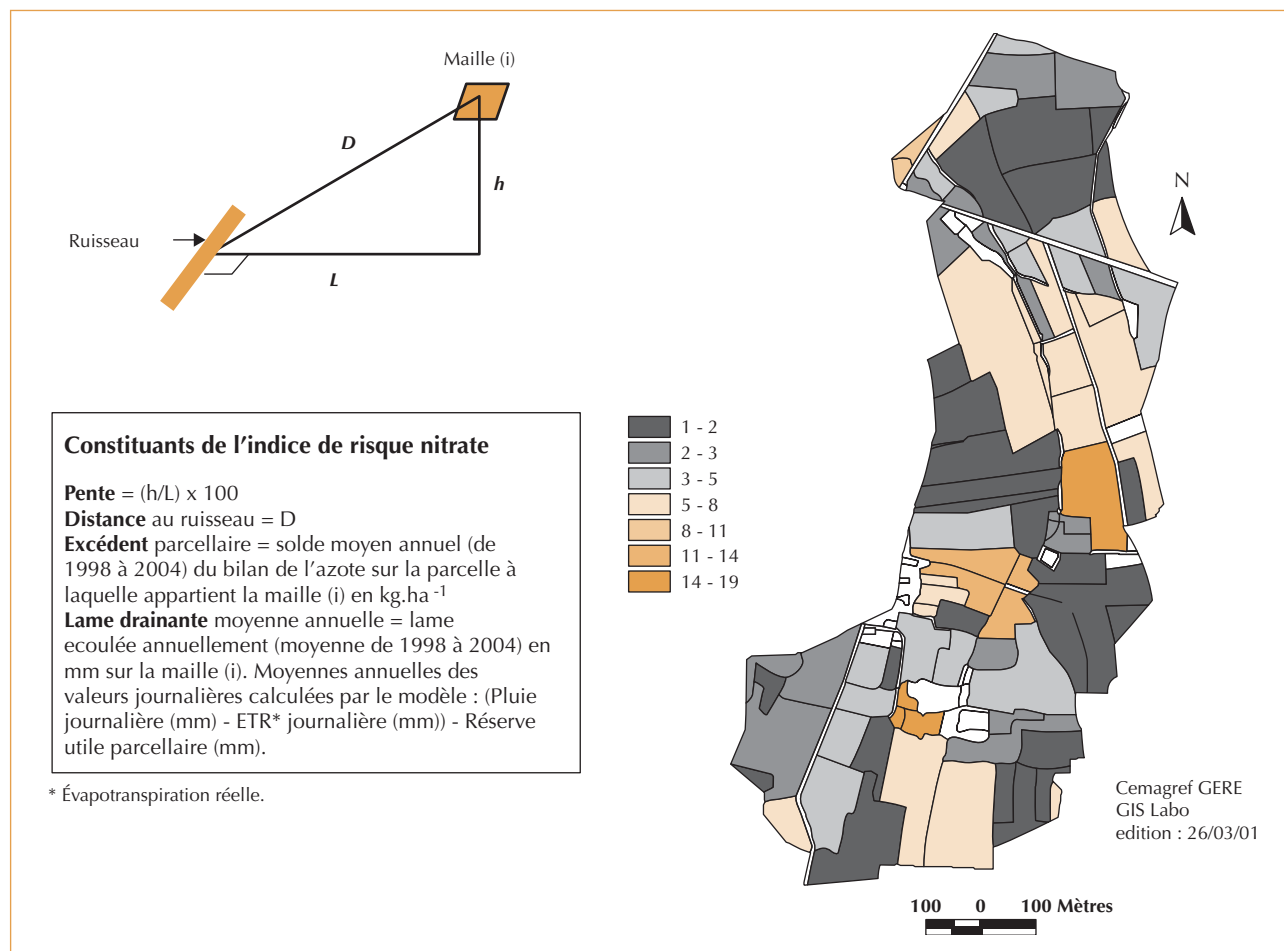
6. Cette action a fédéré les compétences du groupe de travail « Eau-Sol-Air » de l'Union des industries de la protection des plantes (auquel participe Arvalis), des collectivités territoriales de Bretagne (mairies, conseil général d'Ille-et-Vilaine et conseil régional de Bretagne), la chambre d'agriculture d'Ille-et-Vilaine et la chambre régionale, les scientifiques représentés par l'École nationale supérieure d'agronomie de Rennes, le Cemagref, l'Institut national de la recherche agronomique, le Service régional de la protection des végétaux, le Conseil supérieur de la pêche, la Fédération de pêche d'Ille et Vilaine et d'autres acteurs locaux (association de pêcheurs, Études et chantiers).

7. La résolution est de 5 m sur le plan horizontal, et le modèle utilise des horizons de 5 cm dans le sol agricole, puis de 50 cm dans le sous-sol jusqu'à l'horizon imperméable.

ainsi que l'ensemble des processus biogéochimiques dans le bassin versant. Ces interactions voient leur ampleur varier dans l'espace et dans le temps. En particulier, une modification de pratique n'aura pas le même effet sur la qualité de l'eau selon la zone du bassin sur laquelle elle est appliquée. C'est ainsi que sur le bassin de Saint-Léger, des zones plus ou moins sensibles aux transferts de nitrates ont été déterminées (figure 3).

Le bassin versant est donc un système complexe, soumis à des réactions biogéochimiques très tamponnées et il ne paraît pas possible d'obtenir une réduction instantanée des flux et concentrations de nitrate dans l'eau, quelles que soient les modifications envisagées. Le système

évolue lentement d'un état d'équilibre vers un autre (figure 4). Par conséquent, l'efficacité d'une modification ne peut s'évaluer que sur le long terme, lorsqu'un nouvel équilibre est obtenu (Lacroix *et al.*, 2005). Dans ces conditions, l'emploi d'un modèle agro-hydrologique distribué est particulièrement recommandé pour hiérarchiser les mécanismes impliqués dans la pollution diffuse et les BPA les plus efficaces. Le modèle que nous avons utilisé a été mis au point par Bordenave *et al.* (2005) : il représente, en trois dimensions⁷ et à un pas de temps quotidien, la croissance de plantes, les cycles de l'eau et de l'azote, les pratiques agricoles et les échanges (horizontaux et verticaux) entre chaque parallélépipède.



▲ Figure 3 – Zones « critiques » pour les transferts d'azote sur le bassin versant de Saint-Léger intégrant les risques liés à la topographie et au climat (pente x distance au ruisseau x lame écoulee moyenne, calculés maille par maille puis ré-agrégés par parcelle) et l'excédent moyen annuel parcellaire du bilan azoté. Risque croissant par classes de 1 à 19.

La figure 4 décrit l'évolution attendue de la qualité de l'eau suite aux modifications de pratiques. Préalablement à l'introduction des scénarios de BPA, le modèle a été initialisé pendant 7 années. En Bretagne, le régime hydrique suit des cycles pluri-annuels de longueur variable (Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005) : dans les simulations représentées, une cyclicité de huit ans a été retenue.

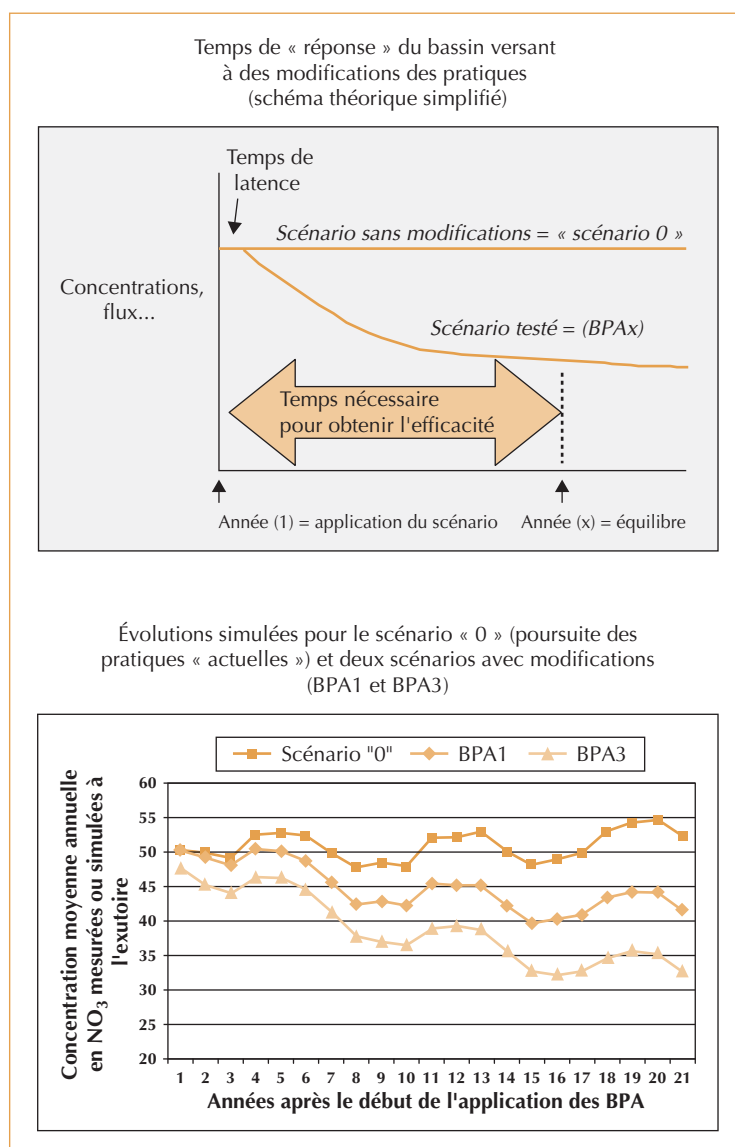
La cyclicité du régime hydrique peut suffire à provoquer des variations de 15 à 20 % des concentrations moyennes annuelles (figure 4). Cette cyclicité induit donc une difficulté dans l'observation directe des effets des modifications de pratiques et la modélisation est utilisée pour mieux comprendre les mécanismes en jeu et interpréter les évolutions mesurées.

L'estimation de l'efficacité de modifications de pratiques ne peut se faire qu'au bout d'un certain nombre d'années, correspondant au temps de réponse du bassin et à l'obtention d'un nouvel état stable. Sur le bassin de Saint-Léger, ce temps de réponse varie de 10 ans à 20 ans suivant les scénarios testés (Bordenave *et al.*, 2005). De ce fait, l'efficacité d'un scénario s'évalue à la fois sur la diminution de la pollution, compte tenu de la cyclicité du climat, et sur l'intervalle de temps nécessaire pour obtenir cette diminution : sur la figure 4, la BPA3 permet d'atteindre plus rapidement de façon stable une concentration donnée que la BPA1.

Coûts associés aux BPA

Principes de la modélisation

À partir de la description technique et de gestion de leur exploitation par les agriculteurs, un modèle de l'exploitation est généré (Berbel, 1993) : les différentes activités sont combinées de façon à maximiser la marge globale de l'exploitation, en prenant les itinéraires techniques, la stratégie d'affouragement du troupeau, la capacité des bâtiments et la surface des groupes de parcelles comme des contraintes. La programmation linéaire n'est pas utilisée ici de façon normative, mais elle constitue une base d'analyse (Bonneviale *et al.*, 1989) : la plupart du temps, la combinaison ainsi obtenue ne correspond pas à la description de son exploitation qu'en a fait l'agriculteur. Un ajustement progressif est recherché, soit par relâchement de certaines contraintes⁸,



▲ Figure 4 – Temps de réponse d'un bassin versant et analyse de l'efficacité de BPA.

soit par ajout de contraintes supplémentaires. Le modèle de l'exploitation est alors constitué de l'ensemble des contraintes de production et des contraintes supplémentaires, par un ensemble de prix de produits et d'intrants, par la surface des îlots, par un descriptif des pratiques possibles en termes d'itinéraires techniques végétaux et de conduite des troupeaux. Les BPA sont introduites dans le modèle initial, par ajout de contraintes supplémentaires ou par proposition de pratiques nouvelles.

Traditionnellement, dans ce type de modélisation, les nouvelles pratiques sont imposées au modèle

8. Par exemple, un semis effectué en octobre ou en novembre est une contrainte moins stricte que celle correspondant à un semis effectué uniquement en novembre.

et c'est la différence simulée de marge brute entre la situation initiale et celle comportant de nouvelles pratiques, pour une exploitation, qui représente le coût de chaque nouvelle pratique. Dans le projet AgriBMPWater, un choix différent a été effectué pour estimer les coûts associés à l'adoption de chaque BPA : une BPA est introduite dans le modèle associée à une subvention. De cette façon, la marge brute de chaque activité comporte une part aidée : si t est le montant de l'aide par hectare, la marge d'une culture aidée i sera $mb = \text{produits}(i) - \text{charges}(i) + \alpha_j t$, avec α_j un coefficient modulant la subvention selon que la culture est comprise dans la BPA1, 2 ou 3. L'utilisation d'un tel coefficient est une astuce de programmation permettant de réduire le nombre de paramètres (on peut ainsi faire varier t en gardant l'ensemble des α_j fixes, ou faire varier les α_j pour un t donné).

Le modèle comporte une autre originalité : il considère chaque exploitation individuellement (ce qui dans notre cas ne posait pas de difficulté du fait du petit nombre d'exploitations à modéliser). La démarche habituelle de détermination des coûts associés à une modification de pratiques consiste à réaliser une typologie des exploitations existantes, à modéliser une exploitation type, puis à utiliser une règle d'extrapolation pour estimer les coûts à l'échelle du bassin. Cette démarche était difficile à appliquer dans notre cas, puisque le bassin de Saint-Léger est exploité par 19 agriculteurs, ce qui rend imprécise toute démarche de typologie. Par contre, il est possible de représenter chaque exploitation individuellement, car le nombre de représentations à élaborer (les contraintes ne sont pas les mêmes d'une exploitation à l'autre) est relativement modeste. Par ailleurs, modéliser chaque exploitation individuellement autorise la représentation de stratégies de coopération éventuelles (échanges de main d'œuvre, de matériels). Enfin, il est ainsi possible de mettre en relation un montant d'aide avec une surface d'application de chaque BPA.

Liens du modèle agro-hydrologique au modèle économique

Un lien dynamique entre les différents modèles a été construit, par des bases de données communes (Bordenave *et al.*, 2005) : concrètement, les modèles échangent des fichiers décrivant les pratiques agricoles de chaque éleveur. Le modèle BMP1top fournit une base de données décrivant les différentes pratiques des agriculteurs (itiné-

raires techniques) ; cette base est complétée par un descriptif des systèmes de production (Fourrie et Mouchart, 2005) ; les temps nécessaires aux différentes opérations culturales proviennent d'une étude précédente (Jannot *et al.*, 1997) et les coûts spécifiques liés aux activités d'élevage et de culture, lorsqu'ils n'étaient pas disponibles dans les données recueillies par les techniciens, proviennent d'un référentiel breton (EDE, 1999).

Le modèle économique représente une exploitation comme une entité qui cherche à maximiser un profit en choisissant des activités (qu'elle peut combiner) de façon à respecter des contraintes. Prenons l'exemple d'une exploitation laitière qui affourage ses vaches avec de l'herbe et du maïs ensilage. Cette exploitation a quatre activités : un atelier laitier (comportant des vaches et des génisses avec une ration alimentaire connue – activité n° 1), des cultures de maïs (activité n° 2), des prairies (activité n° 3) et des céréales (activité n° 4), les itinéraires techniques étant connus. L'exploitation maximise son profit, sachant qu'elle ne produit pas plus de lait que ce que son quota lui permet, qu'elle ne cultive pas plus que sa SAU et que vaches et génisses consomment les fourrages de l'exploitation, plus des concentrés achetés. Pour cette exploitation, la BPA1 se traduit par la possibilité de choisir des activités n° 21, 31 et 41, correspondant à du maïs, des prairies et des céréales fertilisées selon le cahier des charges de la BPA1. Pour ces activités, les charges sont moindres que pour les activités retenues initialement par l'exploitation, le produit reste *a priori* identique (puisque'il s'agit ici de fertilisation raisonnée, le rendement ne change pas), mais pour cela, l'agriculteur doit acquérir une compétence supplémentaire pour apporter ses fertilisants au moment opportun et pour évaluer correctement les quantités à apporter dans chaque rotation sur chaque type de sol⁹. De ce fait, la marge brute de l'activité n° 21 est inférieure à celle de l'activité n° 2 : l'exploitation ne « choisira » l'activité n° 21 que si elle est accompagnée d'une aide, et cette aide doit être d'autant plus importante que les pratiques courantes sont éloignées de la fertilisation raisonnée.

Les scénarios de modifications de pratiques ont été décrits de façon très précise par les techniciens. Ces scénarios ont pu être introduits dans le modèle directement comme des pratiques alternatives sur les cultures ou des stratégies d'alimentation différente des animaux. Cependant, certains scénarios, qui se traduiraient,

9. Certains modèles ajoutent la prise en compte d'une aversion au risque de l'agriculteur, que nous n'avons pas représentée ici pour ne pas alourdir la démarche.

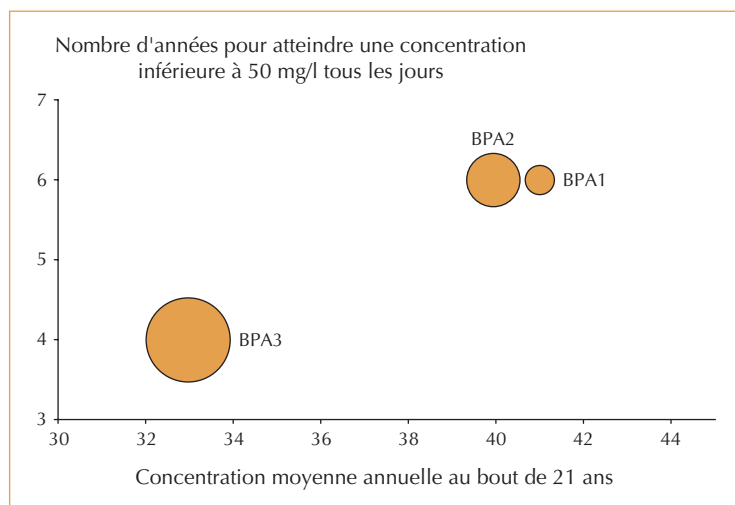
selon leurs concepteurs, par des bénéfices pour les agriculteurs (et non par un coût de mise en œuvre), ne sont pourtant pas adoptés spontanément. L'analyse de ces scénarios suggère que leur mise en œuvre nécessite un apprentissage de la part de l'agriculteur. C'est le coût (en temps ou en valeur) de cet apprentissage qui limiterait l'adoption de scénarios apparaissant intéressants par ailleurs. Dans notre situation, le coût associé à l'apprentissage des nouvelles techniques a été estimé par le coût d'intervention d'un technicien externe à l'exploitation qui réaliserait une opération de service (établissement d'un plan de fumure, formation à de nouvelles techniques d'affouragement des animaux, par exemple).

La subvention t est progressivement augmentée, jusqu'à ce que le processus d'optimisation suggère que la BPA est préférable à la pratique traditionnelle pour l'exploitation modélisée. Quand on propose plusieurs BPA possibles aux exploitations, ce processus permet de n'augmenter qu'un seul paramètre (t) et d'observer les « choix » des exploitations modélisées, qui adoptent BPA1, 2 ou 3 à partir d'un certain niveau de t . Il est bien évident que l'aide apportée pour adopter la BPA1 est plus faible que pour la BPA2, elle-même inférieure à l'aide associée à la BPA3.

Le modèle économique représente l'exploitation dans son ensemble et donc les surfaces hors bassin sont aussi prises en compte dans le modèle. Ce n'est pas une difficulté dans notre cas puisque les modifications proposées s'appliquent sur toute l'exploitation ; il est donc possible de considérer que les parcelles dans et hors bassin voient leurs itinéraires techniques modifiés lorsque l'exploitation choisit une BPA. Si nous avions considéré des pratiques pouvant être adoptées sur une partie de l'exploitation, il aurait fallu modéliser de façon séparée les surfaces dans le bassin et celles en dehors.

Liens du modèle économique au modèle agro-hydrologique

Le modèle économique fournit donc, pour un niveau d'aide associé à une BPA, les parcelles sur lesquelles les itinéraires techniques sont modifiés. Il est alors possible d'utiliser à nouveau le modèle agro-hydrologique pour estimer les conséquences de cette adoption sur la qualité de l'eau, et de bâtir une grille coût-efficacité permettant de comparer entre elles des BPA simples. Dans notre cas, une attention particulière a été apportée au



▲ Figure 5 – Grille coût-efficacité des BPA sur le bassin de Saint-Léger : concentration moyenne simulée au bout de 21 ans, nombre d'années nécessaire pour obtenir une concentration inférieure à 50 mg/l quel que soit le jour de l'année. La taille des cercles est proportionnelle au coût de mise en place de chaque BPA.

temps nécessaire pour atteindre un objectif fixé de qualité de l'eau pour chaque BPA (figure 5).

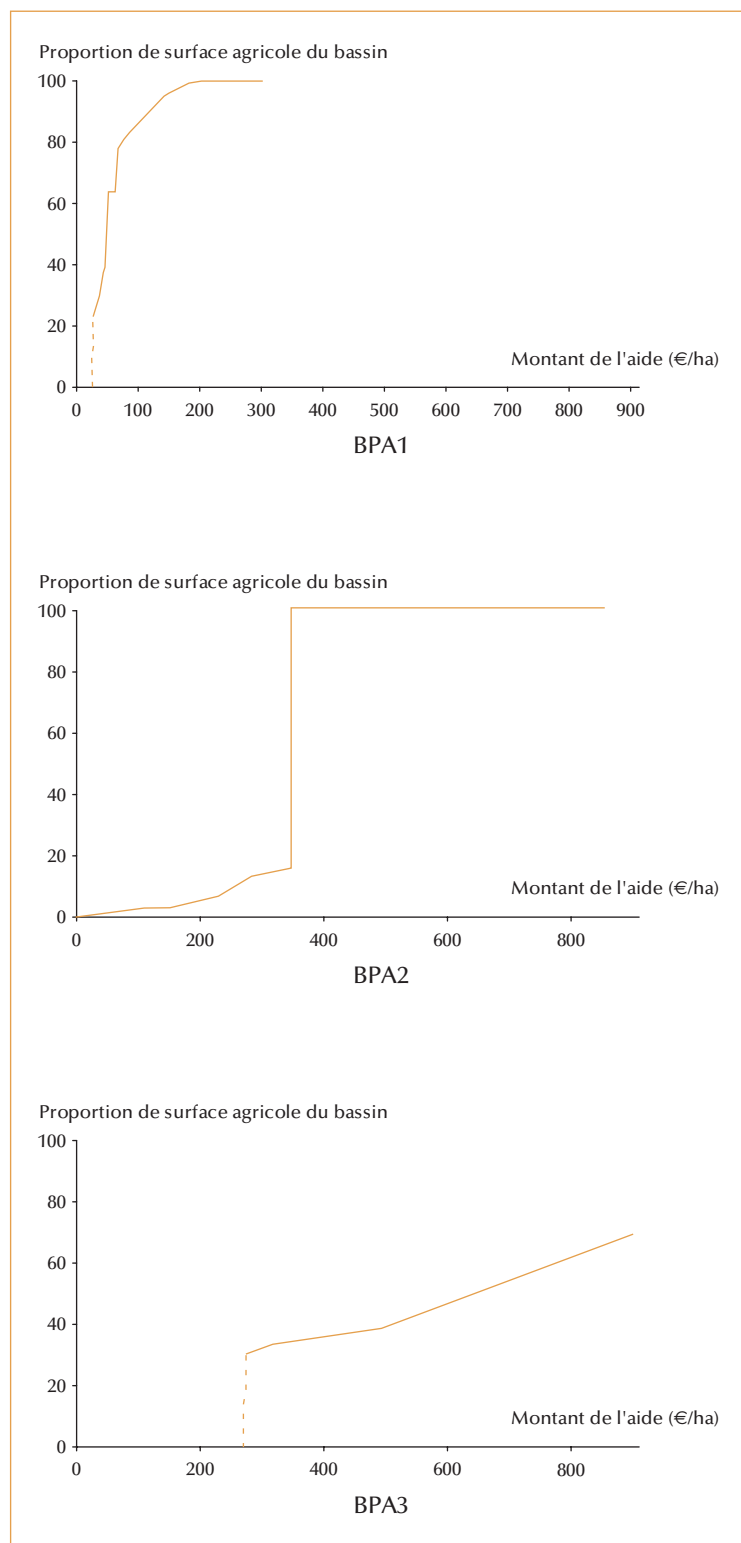
Au-delà de la fourniture d'une grille coût-efficacité, l'utilisation couplée des deux modèles permet une réflexion sur la proposition d'un ensemble de BPA aux agriculteurs, de façon à ce que ceux qui ont les coûts d'adoption les plus faibles puissent alors adopter des pratiques plus contraignantes, tandis que ceux ayant des coûts élevés choisiront plutôt des BPA moins coûteuses à adopter.

Analyse de l'introduction de modifications de pratiques

Détermination du montant de l'aide pour assurer une adhésion forte aux BPA

Quand on introduit les BPA une par une dans les exploitations, on note un « rythme » d'adoption très différent d'une pratique à l'autre (figure 6). Comparativement aux deux autres, la BPA1 est adoptée pour des niveaux d'aide relativement faibles. Il faut malgré tout proposer une aide de 75 €/ha (soit 42 % des DPU¹⁰ moyens en France) pour atteindre un taux d'adoption de 80 % de la surface agricole du bassin, seuil permettant de considérer que la mesure aura un impact significatif sur la qualité de l'eau (Bordenave *et al.*, 2005). L'adoption de la BPA2 met en évidence l'existence d'un seuil d'aide au-delà duquel quasiment toutes les exploitations adoptent cette modification en même temps. Ce seuil est lié aux surcoûts d'un épandage des effluents d'élevage

10. Droit à paiement unique.



▲ Figure 6 – Surface d'adoption des BPA en fonction de l'aide apportée, lorsque les BPA sont proposées de façon indépendante l'une de l'autre.

sur des surfaces plus importantes, que nous avons estimés très proches d'une exploitation à l'autre au-delà d'une surface donnée.

Enfin, certaines exploitations adoptent la BPA3 pour des niveaux d'aide inférieurs au seuil déclenchant l'adoption de la BPA2, mais il faut une aide beaucoup plus importante pour obtenir une surface d'adoption de 80 % de la surface agricole.

Ces résultats sont cohérents avec ceux d'autres bassins indiquant que les caractéristiques des agriculteurs sont une composante importante de leur consentement à recevoir pour des BPA (Vanslebrouck *et al.*, 2002). Cette hétérogénéité a également été mise en évidence sur les autres bassins étudiés au cours du projet AgriBMPWater (Turpin *et al.*, 2006). Le principal résultat de cette simulation est que l'hétérogénéité des exploitations face à des modifications de pratiques dépend fortement des modifications qui leur sont proposées. La fourchette de subvention associée aux BPA 1 et 2 est relativement resserrée : 80 % des exploitations modélisées adoptent la BPA1 pour une aide associée située entre 20 et 100 € par hectare et l'effet est encore plus net pour la BPA2 puisque presque toutes les exploitations adoptent cette BPA pour une aide située entre 180 et 190 €/ha. Cette fourchette est beaucoup plus large pour la BPA3 (entre 260 et plus de 900 €/ha).

Détermination des surfaces souscrites par BPA pour une subvention donnée

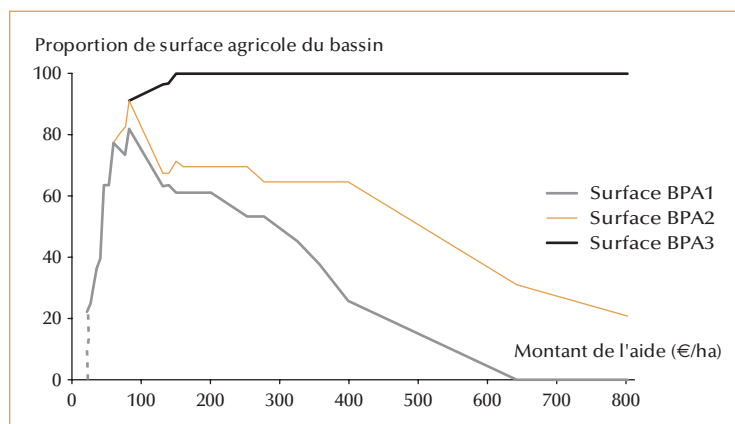
Il est aussi possible de simuler l'adoption par les exploitations d'une BPA parmi les trois proposées, celles-ci étant proposées ensemble (avec des aides associées graduées). Nous avons retenu pour les simulations proposées ici une subvention de la forme suivante : $T = (s_1 + 2s_2 + 3s_3) \times t$ avec t le montant « de base » et s_1 , s_2 , s_3 les surfaces consacrées par une exploitation à la BPA 1, 2 et 3 respectivement (ces BPA étant exclusives sur une même exploitation). La figure 7 décrit la surface sous contrat agri-environnemental lorsque l'aide proposée (t) augmente : en proposant les trois BPA simultanément, on atteint une surface contractualisée pour des niveaux d'aide beaucoup plus faibles qu'en proposant une seule BPA car les exploitations ayant des coûts d'adoption faibles s'orientent rapidement vers les BPA 2 et 3 au détriment de la BPA1. Ainsi, en proposant les trois BPA ensemble au choix des exploitations, dès 180 € par hectare, on peut couvrir le bassin

de mesures agri-environnementales, alors qu'il faut un montant de 220, 390 et plus de 800 € par hectare pour obtenir le même résultat avec les BPA 1, 2 et 3 respectivement lorsqu'elles sont proposées individuellement (figure 7).

Spatialisation des résultats

Par ailleurs, l'adoption de ces bonnes pratiques se faisant sur une base volontaire, les exploitants qui adoptent les BPA sont ceux qui ont un coût d'adoption pour ces pratiques le plus faible. Mais comme les exploitations ne sont pas réparties uniformément sur le territoire, dont les caractéristiques physiques ne sont pas uniformes non plus, le coût et l'acceptabilité des BPA vont avoir des conséquences sur leur efficacité : si, sur un territoire donné, les exploitations localisées sur les zones les plus sensibles aux transferts de polluants sont aussi celles qui ont les coûts d'adoption des BPA les plus élevés, elle ne les adopteront que si les aides associées à cette adoption sont très importantes, et l'efficacité générale du mécanisme peut diminuer de façon nette (Turpin *et al.*, 2006). C'est le cas sur le bassin étudié :

– les zones sur lesquelles les exploitations adoptent le plus facilement les BPA (figure 8) sont

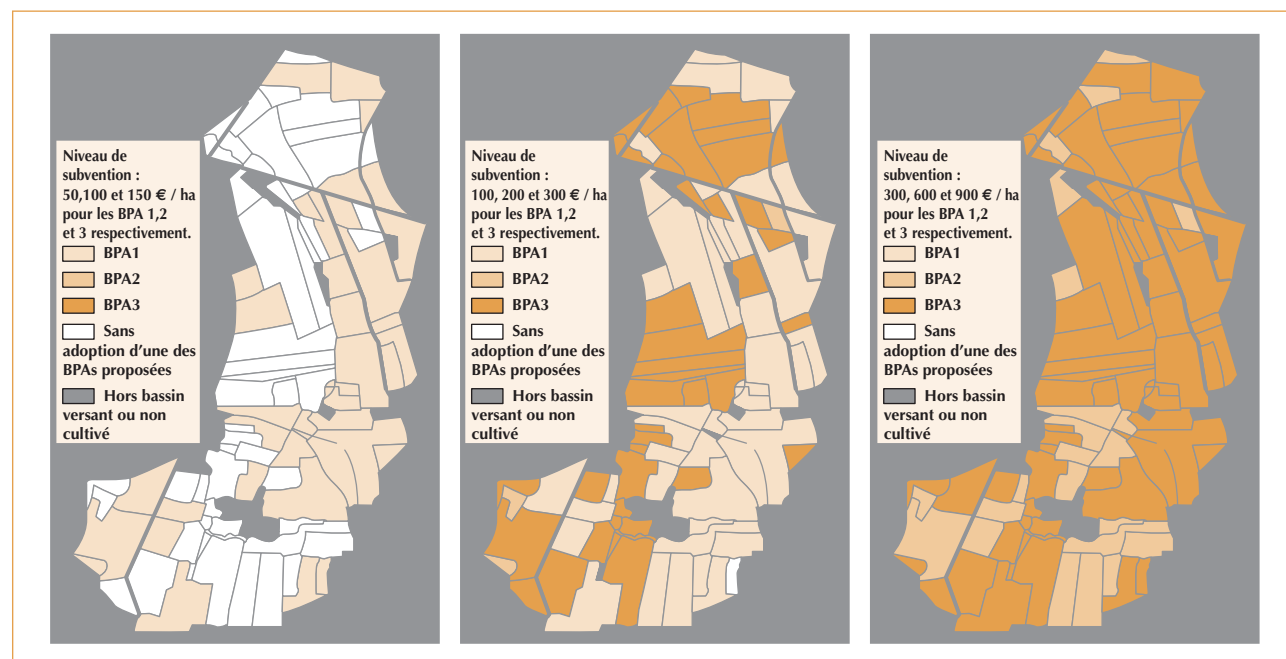


▲ Figure 7 – Adoption de BPA par les exploitations modélisées en fonction de l'aide apportée lorsque les BPA sont proposées ensemble ($\alpha_1 = 1$, $\alpha_2 = 2$, $\alpha_3 = 3$).

différentes de celles définies sur la base d'un simple indicateur de risque (figure 3) ;

– les zonages sont différents aussi suivant la façon dont les scénarios de bonnes pratiques agricoles sont proposés aux agriculteurs : ces scénarios sont plus efficaces si on propose les BPA ensemble plutôt que une par une.

Puisque les zones sensibles aux transferts de pollution sont différentes de celles sur lesquelles les agriculteurs adoptent le plus facilement



▲ Figure 8 – Zones d'adoption de BPA par les exploitations modélisées en fonction de l'aide apportée lorsque les BPA sont proposées ensemble.

les modifications de pratiques (sur un critère de coût d'adoption), la façon dont les bonnes pratiques sont proposées aux agriculteurs influe sur leur efficacité. En d'autres termes, une politique locale imposant la BPA3 serait, de loin, la plus efficace sur le plan environnemental, mais son acceptabilité serait faible, à la fois de par le coût de cette BPA pour les agriculteurs et parce qu'imposer une pratique est généralement mal perçu. Il est aussi possible, pour diminuer le coût, de cibler la BPA3 sur les zones les plus à risque, la BPA1 sur les zones les moins à risque et la BPA2 dans les zones intermédiaires ; dans ce cas, le coût pour les agriculteurs est certes diminué, mais les mesures sont toujours imposées (acceptabilité faible) et par contre l'efficacité diminue nettement par rapport à la première politique (Laplana *et al.*, 2004a). Il est aussi possible d'inciter financièrement les agriculteurs à adopter volontairement les BPA proposées en les accompagnant d'une aide financière. C'est la politique testée ici : proposer les BPA ensemble, assorties d'une aide différenciée selon la BPA correspond à la combinaison permettant la meilleure diminution relative de la pollution, sans pour autant atteindre l'efficacité de la première politique. Dans tous les cas, l'efficacité simulée d'une politique considérée par les acteurs comme acceptable reste nettement inférieure à l'efficacité théorique maximale estimée par les modèles hydrologiques.

Conclusion

La littérature souligne que sur de grands bassins versants, la répartition relative des zones les plus sensibles aux transferts de polluants et celle du coût d'adoption de meilleures pratiques par les agriculteurs influe grandement sur le rapport coût-efficacité de mesures de réduction de la pollution (Wu, 2004). La plupart des auteurs soulignent l'intérêt de cibler l'application de mesures sur des zones plus petites, a priori plus homogènes. Or, les travaux menés sur le bassin de Saint-Léger mettent en évidence que même sur un bassin de petite taille, les niveaux d'intrants et surtout la manière dont ces intrants sont combinés influent sur les émissions individuelles (Bordenave *et al.*, 2005) : les émissions dépendent des pratiques d'une année donnée, mais aussi des pratiques des années antérieures sur chaque rotation. Ce fait a déjà été relevé à plusieurs reprises dans la littérature (Schou *et al.*, 2000 ; Vatn *et al.*, 1997) et

complique grandement l'élaboration de mesures de régulation.

De plus, l'organisation dans l'espace des parcelles agricoles et des caractéristiques physiques du bassin conditionnent la transformation des émissions individuelles (sous les parcelles) en flux effectifs vers l'eau. Cette transformation a été décrite dans ses grandes lignes, mais sa quantification sur un bassin réel est encore rare (Bordenave *et al.*, 2005). Dans certains cas, l'intensification des pratiques peut masquer l'effet du sol ou des pentes (Polman *et al.*, 2002) sur la qualité de l'eau. Enfin, l'organisation du bassin joue sur sa manière de répondre à des modifications de pratiques agricoles (Bordenave *et al.*, 2005).

Nous mettons ici enfin en évidence une différence de localisation spatiale entre les zones les plus sensibles aux transferts de polluants et les parcelles sur lesquelles modifier les pratiques est le moins coûteux. La littérature mentionnant cette différence, sur d'autres bassins versants, est de plus en plus fournie (Strauss *et al.*, 2007 ; Turpin *et al.*, 2006 ; Wu, 2004). Dans ces conditions, l'utilisation couplée de modèles agro-hydrologiques et économiques permet de comparer plusieurs politiques de réduction de la pollution, en tenant compte d'aléas climatiques. Le modèle hydrologique permet de simuler l'évolution sur de longues périodes de systèmes complexes, dans des situations où l'expérimentation de terrain de toutes les interactions possibles n'est pas possible. La comparaison des effets simulés de différents scénarios est un outil privilégié pour analyser la « durabilité » des agro-hydrosystèmes (Bordenave *et al.*, 2005). L'analyse coût-efficacité de l'introduction de scénarios de modifications de pratiques souligne que certaines modifications auront un impact significatif sur l'amélioration de la qualité de l'eau, à moyen terme, et à condition que plus de 80 % des agriculteurs les mettent en œuvre (sur ce bassin). Or, l'adoption de ces modifications peut être difficile dans certaines exploitations : pour atteindre un taux d'adoption suffisamment important, associer chaque scénario avec une subvention peut conduire à des coûts élevés. Par contre, proposer une gamme de modifications avec des aides associée modulées permet d'inciter une plus grande partie des exploitations à modifier leurs pratiques. Il conviendrait sans doute d'enrichir l'analyse pour déterminer des moyens d'augmenter l'acceptabilité de certains

scénarios sans atteindre un coût prohibitif (Dupraz et al., 2002).

Les simulations réalisées sur ce bassin versant confirment les résultats obtenus par d'autres équipes sur d'autres sites : sauf à modifier de façon drastique les systèmes de production agricole, les politiques de lutte contre les pollutions diffuses par l'azote n'auront leur plein effet qu'à moyen terme (10 à 15 ans au mieux). Dans ces conditions, il devient important de pouvoir tenir

compte de l'évolution probable des variables du marché (la production laitière va-t-elle augmenter dans la zone considérée ?), des prix, des politiques agricoles et environnementales élaborées au niveau européen. Nous ne l'avons pas fait dans cet article, mais l'analyse des effets relatifs de ces différents niveaux de décision sur le développement durable de l'agriculture européenne est en cours dans d'autres projets (cf. notamment Bouwer et van Ittersum ; 2008). □

Remerciements

Cet article a été rédigé à la suite de deux projets : le programme Acta « Pollutions diffuses et qualité des eaux » et le projet de recherche « *Systems approach to environmentally acceptable farming* » (AgriBMPwater EVK1-CT-1999-00025) qui a été soutenu par l'Union européenne. Les opinions exprimées ici n'engagent que les auteurs et ne peuvent en aucune circonstance être considérées comme reflétant une position officielle de la Commission européenne.

Résumé

Cet article s'intéresse aux outils permettant d'appréhender ensemble le coût et l'efficacité de meilleures pratiques lorsqu'elles sont proposées aux agriculteurs sur une base volontaire. Dans de telles situations, la diversité des exploitations, la variété des pratiques dans l'espace et l'hétérogénéité des milieux physiques rendent nécessaire une approche pluridisciplinaire, si l'on veut appuyer l'action sur une évaluation *ex ante* fiable des effets, sur le territoire, de décisions individuelles hétérogènes des agriculteurs. Nous présentons ici une modélisation couplée permettant cette approche pluridisciplinaire et l'appliquons sur un petit bassin versant breton.

Abstract

This paper deals with the tools that enable understanding jointly the cost and the effectiveness of best management practices when they are voluntarily adopted by farmers. In such a situation, the diversity of farms, the spatial variety of their practices and the heterogeneity of the watersheds makes necessary to design a pluridisciplinary approach to highlight a clear *ex-ante* analysis of the global effect on a territory of heterogeneous individual decisions. We present here such an approach, with a integrated model of a small watershed in Brittany.

Bibliographie

- BERBEL, J., 1993, Risk programming in agricultural systems : a multiple criteria analysis, *Agricultural Systems*, n° 41, p. 275-288.
- BONNEVIALE, J.-R., JUSSIAU, R., MARSHALL, E., 1989, *Approche globale de l'exploitation agricole*, Institut National de Recherches Pédagogiques, Dijon, document n° 90.
- BONTEMS, P., ROTILLON, G., TURPIN, N., 2005, Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don watershed, *Environmental and resource economics*, n° 31, p. 275-301.
- BORDENAVE, P., OEHLER, F., BIOTEAU, T., TURPIN, N., SERRAND, P., SAINT-CAST, P., LE SAOS, E., 2005, Application de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentration d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère à l'échelle de trois bassins versants d'élevage, *Ingénieries-EAT*, n° 44, p. 13-36.
- BROUWER, F., VAN ITTERSUM, M. eds, 2008, Environmental and agricultural modelling : integrated approaches for policy impact assessment.
- CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE, 2005, *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau, fiches techniques et scientifiques*, Rennes.
- DUPRAZ, P., VANSLEMBROUCK, I., BONNIEUX, F., HUYLENBROECK, V., 2002, Farmers' participation in european agri-environmental policies, in *Xth congress of the European Association of Agricultural Economists*, Zaragoza (Spain), 14 p.
- EDE, 1999, Cas types d'élevages laitiers bretons.
- FOURRIE, L., MOUCHART, A., 2005, *Systèmes d'élevage intensif, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix des modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture*, rapport final, ACTA.
- JANNOT, P., TURPIN, N., HUET, M.-C., PAWLAK, J., PAWLAK, M., 1997, *Cost of sustainable agricultural practices at the scale of a catchment area*, rapport de contrat n° CIPA-CT 93-0169, final report, march 1997, Cemagref-IBMER, 112 p.
- KAMPAS, A., WHITE, B., 2003, Probabilistic programming for nitrate pollution control : Comparing different probabilistic constraint approximations, *European Journal of Operational Research*, 147(1), p. 217-228.
- LACROIX, A., BEAUDOIN, N., MAKOWSKI, D., 2005, Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability, *Ecological Economics*, 53(1), p. 115-127.
- LAPLANA, R., TURPIN, N., KALJONEN, M., STRAUSS, P., ZAHM, F. et al., 2004a. *AgriBMPWater FP5 Project*, final report, 71 p.
- LAPLANA, R., TURPIN, N., KALJONEN, M., STRAUSS, P., BÄRLUND, I. et al., 2004b. *Guidelines to compare BMPs at watershed scale – Concepts, Methods, Demonstration, Implementation*, FP5 AgriBMPWater project, Bordeaux, 60 p.
- MAILLET-MAZERAY, J., THIERRY, J., MARQUET, N., 2007, Quand l'agriculture restaure la qualité des eaux, *Perspectives Agricoles*, n° 332, p. 18.
- MCSWEENEY, W.-T., SHORTLE, J.-S., 1990, Reducing nutrient application rates for water quality protection in intensive livestock areas : policy implications of alternative producer behaviour, *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 18(1), p. 1-11.
- POLMAN, N., THIJSSSEN, G.-J., 2002, Combining results of different models : the case of a levy on the Dutch nitrogen surplus, *Agricultural Economics*, 27(1), p. 41-49.

SCHOU, J.-S., SKOP, E., JENSEN, J.-D., 2000, Integrated agri-environmental modelling : A cost-effectiveness analysis of two nitrogen tax instruments in the Vejle Fjord watershed, Denmark, *Journal of Environmental Management*, 58(3), p. 199-212.

SKOP, E., SCHOU, J.-S., 1999, Modeling the effects of agricultural production. An integrated economic and environmental analysis using farm account statistics and GIS, *Ecological Economics*, 29(3), p. 427-442.

STRAUSS, P., LEONE, A., RIPA, M.-N., TURPIN, N., LESCOT, J. *et al.*, 2007, Using critical source areas for targeting cost-effective best management practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale, *Soil Use and Management*, n° 23, p. 144-153.

THIERRY, J., BERTHELOT, C., MAILLET-MEZERAY, J., MOREL, A., BORDENAVE, P., SERRAND, P., GUERINEAU, F., 2004, *Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil*, rapport d'étape, ARVALIS-Institut du Végétal, Rennes.

TURPIN, N., LAPLANA, R., STRAUSS, P., KALJONEN, M., ZAHM, F. *et al.*, 2006, Assessing the cost, effectiveness and acceptability of best management farming practices : a pluridisciplinary approach, *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 5(2/3), p. 272-288.

TURPIN, N., LAPLANA, R., KALJONEN, M., STRAUSS, P., BARLUND, I. *et al.*, 2005, Une démarche pour comparer le coût, l'efficacité et l'acceptabilité de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement, *Ingénieries-EAT*, n° 43, p. 19-32.

VANSLEMBROUCK, I., VAN HUYLENBROECK, G., VERBEKE, W., 2002, Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in Agri-environmental measures, *Journal of Agricultural Economics*, 53(3), p. 489-511.

VATN, A., BAKKEN, L.-R., LUNDEBY, H., ROMSTAD, E., RORSTAD, P.-K. *et al.*, 1997, Regulating nonpoint-source pollution from agriculture : An integrated modelling analysis, *European Review of Agricultural Economics*, 24(2), p. 207-229.

WU, J., 2004, Using Sciences to improve the economic efficiency of conservation policies, *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(1), p. 18-23.