
Évaluation économique, à l'échelle de petits bassins versants, de l'introduction dans les exploitations agricoles de pratiques moins polluantes Exemple de la pollution azotée

Nadine Turpin, Philippe Jannot, Marie-Claire Huet
et Dominique Cairol

Depuis plusieurs décennies, l'augmentation continue d'apports de nutriments vers les eaux douces, s'ajoutant aux pollutions par les micro-organismes, les résidus de pesticides et les matières organiques, s'est traduite par une dégradation sensible de la qualité de ces eaux. Le rôle des exploitations agricoles dans l'augmentation de la pollution diffuse par les nutriments notamment azote est établi depuis le début des années 80 (Hénin, 1980). Cette reconnaissance s'est traduite par une augmentation récente des contraintes auxquelles sont soumises les exploitations, aussi bien contraintes réglementaires, depuis le début des années 90, que pressions diverses d'associations de protection de l'environnement.

La prise en compte de l'impact de leurs pratiques sur la qualité de l'eau par les agriculteurs peut se traduire par une modification de ces pratiques, à condition que les surcoûts ainsi générés ou les problèmes d'organisation du travail induits soient acceptables. En matière de pollution diffuse d'origine agricole, les surcoûts induits sont encore très peu étudiés. Les travaux actuellement développés partent du principe que l'agriculteur connaît les coûts de dépollution de son exploitation, et peut les utiliser comme base de négociation avec les organismes souhaitant le voir réaliser cette dépollution.

Les travaux présentés ici ont pour objectif de chiffrer le coût de l'introduction de pratiques moins polluantes dans les exploitations d'un petit bassin versant. Ils visent à combiner différents outils existants choisis selon le contexte et les problèmes à résoudre. Ils ont été menés à titre d'illustration sur deux bassins versants différant par les productions agricoles dominantes.

Dans cet article, nous rappelons tout d'abord quelques mécanismes liant pollution des eaux et pratiques agricoles puis présentons la démarche et les outils. Nous nous attachons ensuite à présenter quelques résultats synthétiques. En conclusion, une réflexion sur les avantages et limites de la démarche mise en œuvre est menée.

Pratiques agricoles et pollution des eaux : comment quantifier les phénomènes ?

La dégradation de la qualité de l'eau provient :

- de pollutions d'origine ponctuelle qui peuvent être répertoriées, et maîtrisées sous réserve d'y mettre les moyens techniques et financiers adaptés ;
- ou de pollutions d'origine diffuse, qui sont beaucoup plus difficiles à maîtriser parce qu'elles sont

Nadine Turpin
Cemagref
URE Gestion des
effluents d'élevage
et des déchets
municipaux
17, avenue de
Cucillé
35044 Rennes
cedex

Philippe Jannot
MATE – Direction
de l'Eau SCORPEN
20, av de Ségur
75302 Paris 07 SP

**Marie-Claire
Huet**

Cemagref
URE Élevages et
Territoires
24, av des Landais
BP 50085
63172 Aubière
cedex

**Dominique
Cairol**
Cemagref
DG - Département
Gestion des
territoires
Parc de Tourvoie
BP 44 92163
Antony cedex

1. – Un nutriment, du latin *nutrimentum* (« nourriture »), est une « substance pouvant être assimilée » (Petit Larousse). Il s'agit ici des molécules chimiques telles l'azote, le phosphore, le potassium, assimilables par les végétaux aquatiques, mais qui, présentes dans les eaux en quantités importantes peuvent polluer celles-ci, soit directement comme l'azote sous forme de nitrites, toxiques pour la faune aquatique, soit indirectement en induisant une eutrophisation.

2. – Interculture : période entre deux cultures, période où le sol est souvent nu.

3. – Un canton est en excédent structurel lorsque les animaux produisent plus de 170 kg d'azote par hectare de surface agricole pouvant recevoir des engrais organiques. (arrêté du 2/11/93 portant application de l'article 14-1 de la loi du 16/12/64 modifiée relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et prévoyant certaines dispositions transitoires applicables aux exploitations d'élevage.

réparties sur l'ensemble d'un territoire, et parce que les transferts vers les eaux se produisent de façon intermittente. La plupart des pollutions agricoles font partie des pollutions diffuses.

Nous nous sommes limités sur nos bassins aux pollutions diffuses dues aux nutriments (1) d'origine agricole et en particulier à l'azote. Le bassin versant, comme lieu de genèse de la qualité de l'eau, est une échelle d'étude privilégiée pour mettre en relation pratiques agricoles et qualité des eaux. Les décisions et le choix des techniques se font par contre dans les exploitations agricoles. Il est donc nécessaire de pouvoir croiser ces deux échelles d'approches.

■ *Pollutions de l'eau par l'azote d'origine agricole*

Les pratiques de l'agriculteur influent sur la quantité d'azote total dans le sol, la proportion et l'équilibre de ses différentes formes ; ces pratiques ont de ce fait des répercussions sur la pollution diffuse, avec des impacts à court, moyen ou long terme sur la qualité des eaux. Les pratiques le plus souvent mises en cause lors du constat de pollution diffuse sont d'une part la fertilisation organique à travers l'utilisation des effluents d'élevage et la fertilisation minérale, d'autre part la gestion des intercultures².

En région d'élevages intensifs, la densification des élevages provoque une augmentation lente, mais sensible, du stock d'azote organique dans le sol et augmente « structurellement » les risques de pollution diffuse sur l'ensemble d'un territoire³. Des pollutions ponctuelles par des fuites au niveau des bâtiments d'exploitation sont aussi souvent notées. Dans les exploitations hors sol, les effluents sont produits dans les ateliers d'élevage en quantité dépassant les besoins de fertilisation des cultures, ce qui impose aux agriculteurs de les traiter. Dans les exploitations bovines, la gestion de la fertilisation, notamment sur les prairies, est encore mal maîtrisée : les bases de la fertilisation raisonnée des prairies sont en cours d'élaboration. Des transferts d'engrais d'une exploitation à l'autre, avec substitution d'engrais organiques aux engrais minéraux, peuvent compenser dans le temps une augmentation importante des productions animales (Bouraoui, 1998).

En région de grandes cultures, contrairement au

cas précédent, la fertilisation est essentiellement minérale. Les principes de la fertilisation raisonnée sont connus depuis longtemps des organismes de développement et largement diffusés auprès des agriculteurs. Mais, même si la fertilisation d'une culture donnée est raisonnée au mieux, des transferts d'azote vers les eaux peuvent se produire durant l'interculture : les modalités d'utilisation des résidus de récolte, la mise en place ou non d'une culture intermédiaire, le choix de la culture suivante (qui conditionne la durée de l'interculture) peuvent augmenter ou au contraire limiter fortement les quantités d'azote minéral dans le sol en hiver, période de lessivage sous nos climats.

■ *Démarche retenue*

Deux bassins supports des travaux

Les travaux ont été conduits sur deux petits bassins versants, celui de l'Orgeval (103 km² et 63 exploitations) en Seine-et-Marne et celui du Naizin (12 km² et 35 exploitations) dans le Morbihan. Ces bassins présentent des problèmes de pollution de l'eau par les nitrates, avec des concentrations moyennes mensuelles souvent supérieures à 50 mg/l toute l'année sur l'Orgeval (eaux souterraines), et dépassant 50 mg/l de décembre à mai sur le Naizin (eaux superficielles). Les deux bassins présentent une structure pédologique homogène, de sols limoneux sur formations sédimentaires pour l'Orgeval, et sur schistes pour le Naizin.

Trois étapes

La figure 1 décrit la démarche adoptée. Un diagnostic environnemental a été réalisé sur les exploitations (en totalité sur le Naizin ou sur un échantillon représentatif sur l'Orgeval), pour déterminer leur risque de pollution. Il a permis de classer la population d'exploitations du bassin en groupes homogènes d'un point de vue du risque de pollution.

Des simulations technico-économiques ont été réalisées dans une ou deux exploitations de chaque groupe précédemment défini (5 pour l'Orgeval et 7 pour le Naizin).

Une clef d'extrapolation a enfin été construite pour déterminer le coût à l'échelle de chaque bassin.

Outils utilisés

Pour le diagnostic environnemental

Le solde CORPEN

À l'échelle de l'exploitation, un diagnostic de risque de pollution peut être réalisé en comparant les nutriments apportés aux cultures et ceux qu'elles exportent. La méthode de calcul du solde a été développée par le Cemagref (Bertrand *et al.*, 1993), en liaison avec un groupe de travail national (CORPEN, 1988). Les soldes sont calculés sur l'ensemble des parcelles de l'exploitation. Les apports sont les fertilisants organiques produits sur l'exploitation ou importés et les engrais minéraux. Les exports sont les cultures et les fourrages produits sur l'exploitation, quelle que soit leur destination (vente ou consommation par les animaux). Le calcul de ce solde utilise des références nationales pour la production et la composition des effluents par les animaux et pour les exportations par les cultures.

Ces soldes à l'exploitation permettent d'identifier les exploitations où les risques de pollution diffuse sont les plus importants. Ils constituent un bon point de départ dans une démarche de diagnostic ou d'évaluation de pollution (Lanquetuit *et al.*, 1997). Nous avons utilisé ici un solde CORPEN dans lesquels nous avons remplacé les références nationales par des valeurs issues de chaque exploitation.

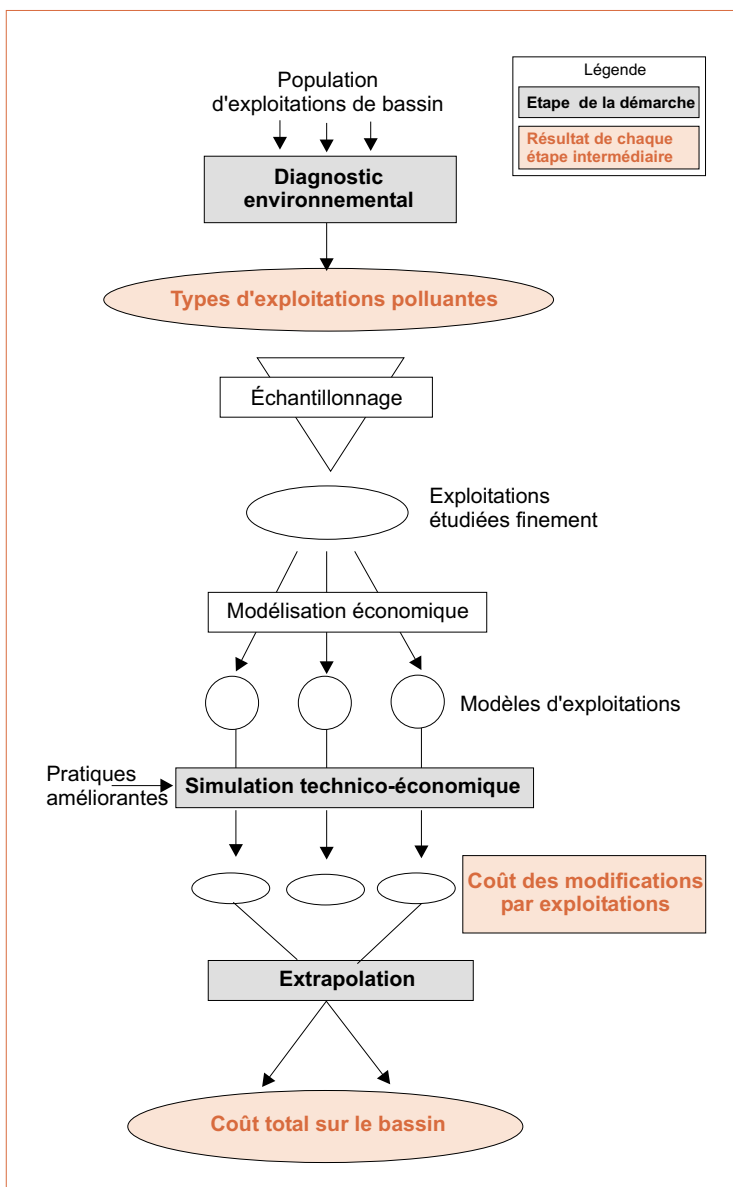
La note d'interculture d'après le CORPEN

La gestion de l'interculture a été appréhendée par une note d'interculture (CORPEN, 1991), appliquée par groupes de parcelles ayant la même succession de cultures. La note d'interculture est un indice synthétique pour apprécier les risques de lessivage de nitrates pendant l'interculture, qui prend en compte la durée d'interculture, le précédent cultural, la gestion des résidus de récolte⁴, les apports éventuels d'engrais pendant l'interculture. Cette note peut être agrégée en un indice d'interculture sur l'exploitation, qui reflète la pression polluante liée aux intercultures sur toute l'exploitation (Jannot, 1995).

Pour les simulations technico-économiques

Les simulations technico-économiques ont été réalisées avec GELEV (Cairol *et al.*, 1994), logiciel d'optimisation de marge brute sous contrainte par programmation linéaire. Les contraintes in-

Figure 1. – La démarche adoptée pour mettre en relation pratiques agricoles et qualité des eaux. ▼



troduites sont les ressources en main-d'œuvre, la capacité des bâtiments et la surface des groupes de parcelles. Les activités prises en compte sont les ateliers d'élevage, les cultures fourragères et les cultures de vente. Chaque activité est décrite par son itinéraire technique (Sebillotte, 1990), d'où l'on déduit le temps passé par les agriculteurs pour réaliser l'activité, ses charges opérationnelles, les produits qu'elle génère, ses liens avec les autres activités (Cairol *et al.*, 1994).

4. – L'impact des résidus de récolte sur la lixiviation de l'azote n'est pas le même s'ils sont enfouis, brûlés ou exportés de la parcelle, par exemple.

La programmation linéaire n'est pas utilisée ici de façon normative, mais elle constitue une base d'analyse (Bonneville, 1989) : la plupart du temps, la combinaison ainsi calculée ne correspond pas à la description que l'agriculteur fait de son exploitation. Un ajustement progressif est alors nécessaire, soit par relâchement de certaines contraintes, soit par ajout de contraintes supplémentaires. Une étape de validation par l'agriculteur s'avère absolument nécessaire, pour que la représentation soit jugée correcte par l'agriculteur et le modélisateur.

Les contraintes dues aux modifications de pratiques que l'on veut introduire sur l'exploitation ont alors été ajoutées au modèle, successivement ou simultanément. Cet ajout conduit à des représentations que l'on peut qualifier de situations-objectifs de l'exploitation (Masson et al, 1994). Pour chaque situation-objectif, un diagnostic environnemental a été réalisé. Il est à ce stade possible de comparer les conséquences économiques et l'effet environnemental de plusieurs modifications pour une exploitation donnée. Une seconde validation a été effectuée avec l'agriculteur, pour vérifier que la façon dont le modélisateur décrit les modifications possibles de l'exploitation est bien conforme à ce que l'agriculteur peut envisager.

Pour l'extrapolation

Le passage de l'exploitation à la population d'exploitations a été réalisé par extrapolation des résultats selon des critères choisis en fonction des facteurs de variation connus.

Résultats : comment comprendre et chiffrer les problèmes environnementaux du point de vue des exploitations agricoles ?

Les bassins retenus pour cette étude sont *a priori* homogènes, quelques centaines à quelques milliers d'hectares, avec une occupation du sol dominée par l'agriculture et une eau polluée par les nitrates. Mais les déterminants majeurs de cette pollution sont spécifiques des productions dominantes : sur le Naizin, l'élevage intensif est accompagné d'une gestion des engrais organiques inadaptée au potentiel d'utilisation des nutriments par les cultures ; s'y ajoute une surfertilisation minérale de certaines cultures, comme les prai-

ries et les légumes. Sur l'Orgeval, région de grandes cultures, si l'on fait l'hypothèse que la fertilisation minérale est correctement raisonnée, les problèmes les plus importants sont liés à la gestion de l'interculture et des successions de cultures.

■ **Risque de pollution et systèmes de production ne coïncident pas**

Les risques de pollution dépendent de critères décrivant la gestion de l'azote dans l'exploitation. Ils sont peu liés aux systèmes de production. La typologie des exploitations enquêtées met en évidence l'existence de groupes d'exploitations au comportement très contrasté vis-à-vis de la pollution qu'elles génèrent. Ces groupes d'exploitations ne sont absolument pas les mêmes que ceux que l'on peut obtenir si l'on réalise une typologie sur les systèmes de production.

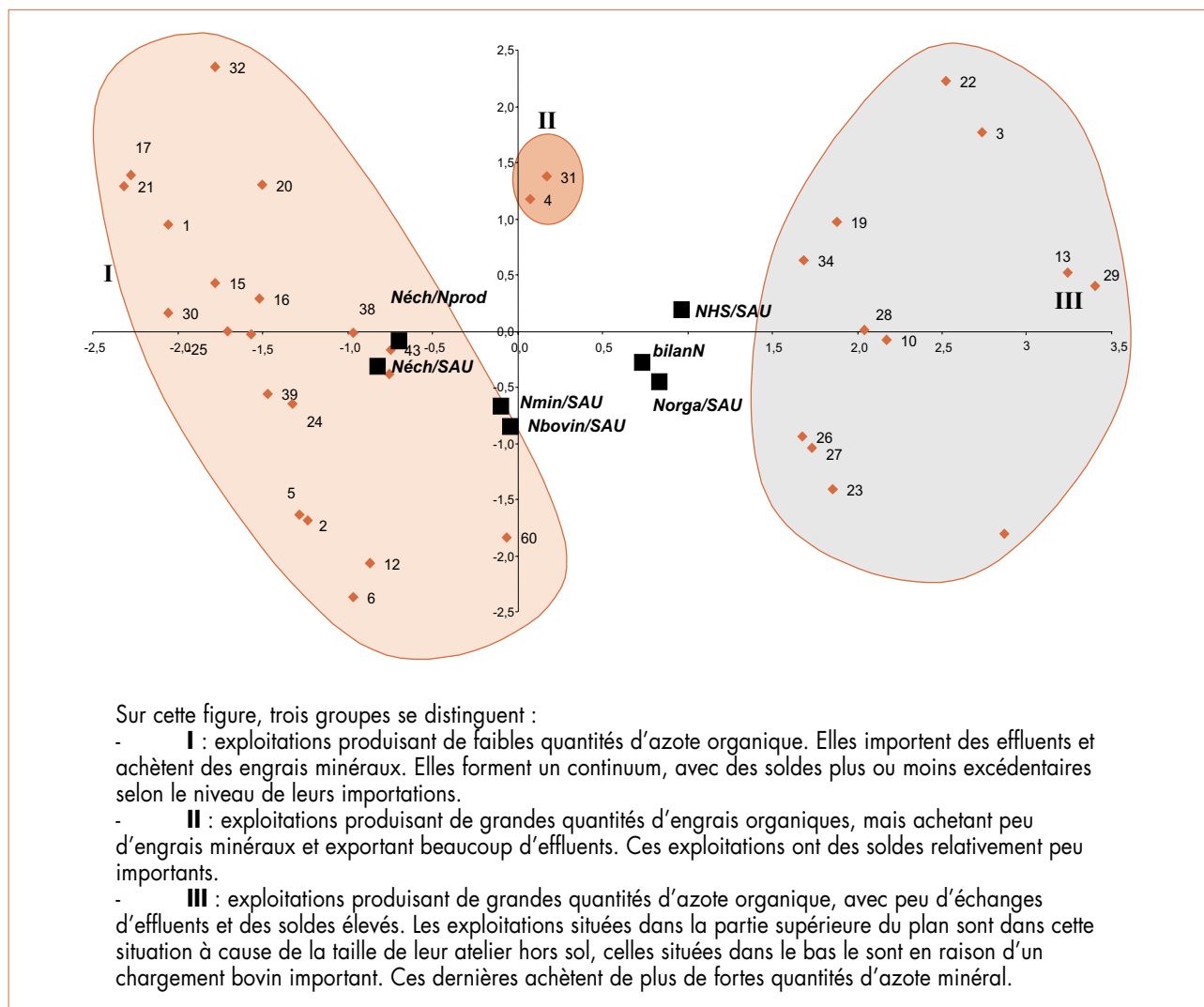
Sur le bassin du Naizin, une ACP a été réalisée sur les 35 exploitations enquêtées. Les variables retenues sont celles décrivant le système de production (quota laitier, nombre de porcs vendus, SAU, cultures) et celles décrivant la gestion de l'azote dans l'exploitation :

- des critères de production et d'échange d'engrais organiques, production d'effluents par les ateliers bovins et hors sol par hectare (respectivement Nbovin/SAU et NHS/SAU), pourcentage d'azote des effluents échangé sur l'azote produit, en distinguant les imports des exports (Néch/Nprod), quantité d'azote organique échangé par hectare (Néch/SAU) ;

- des critères d'utilisation d'engrais : quantité d'azote organique et minéral utilisé par hectare (respectivement Norga/SAU et Nmin/SAU).

Il n'apparaît pas de corrélation entre ces dix variables. Une première ACP a été réalisée avec ces dix variables, puis celles expliquant le moins bien la variabilité des exploitations ont été ôtées une à une, jusqu'à ce que la variabilité expliquée sur les trois premiers axes de l'ACP dépasse 80 %. On obtient la projection de la figure 2 (86 % de la variabilité est expliquée sur les trois premiers axes). Les critères représentant statistiquement le mieux la variabilité des exploitations sont les critères de production et d'échange d'engrais organiques, ainsi que ceux décrivant l'utilisation des engrais minéraux. Les variables décrivant les systèmes de

Figure 2. – Représentation des exploitations du Naizin dans le premier plan factoriel d'une ACP. réalisée sur les termes d'un solde CORPEN calculé avec des références nationales. ▼



production n'apportent aucun gain d'explication, et ne contribuent pas aux trois premiers axes factoriels. La figure 3 décrit, selon un diagramme de Box, la variabilité des soldes CORPEN par système de production : aucune relation entre le système de production et le risque de pollution ne peut être mise en évidence.

La même démarche de retrait progressif des variables sur l'ACP a été réalisée sur l'Orgeval. Sur ce bassin, les critères décrivant le mieux la variabilité des exploitations de l'échantillon enquêté, tant sur leur système de production, que sur les

risques de pollution qu'elles génèrent, sont le pourcentage de culture de printemps et la surface agricole par travailleur (figure 4).

Les solutions envisageables ne sont pas les mêmes selon les couples problème × exploitation

Les modifications de pratiques qui sont proposées dans cette étude ont deux objectifs : d'une part, mieux adapter les apports de fertilisants (sous forme organique ou minérale) aux besoins des plantes, d'autre part réduire la période pendant laquelle le sol est nu en hiver.

Figure 3. – Solde CORPEN par système de production (bassin du Naizin). ▼

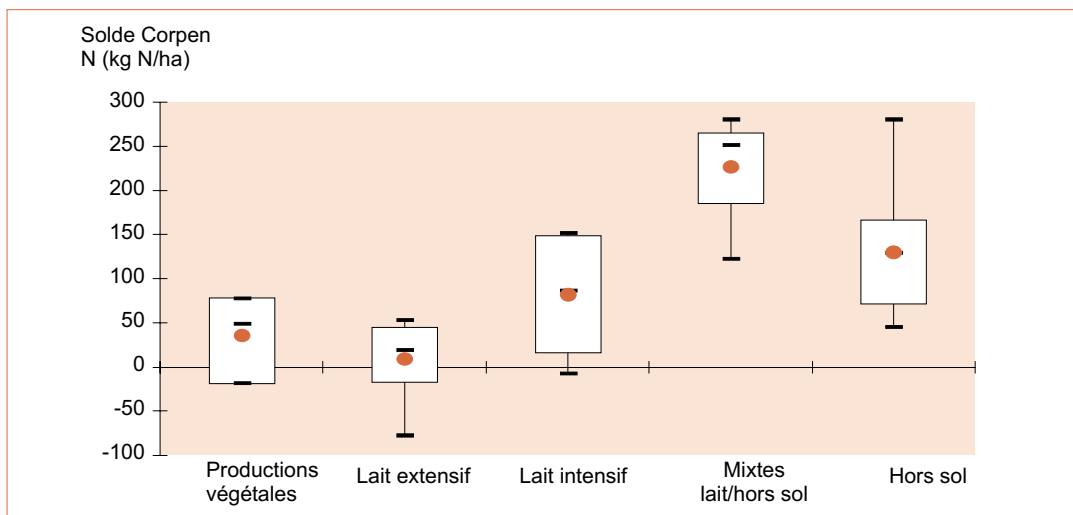
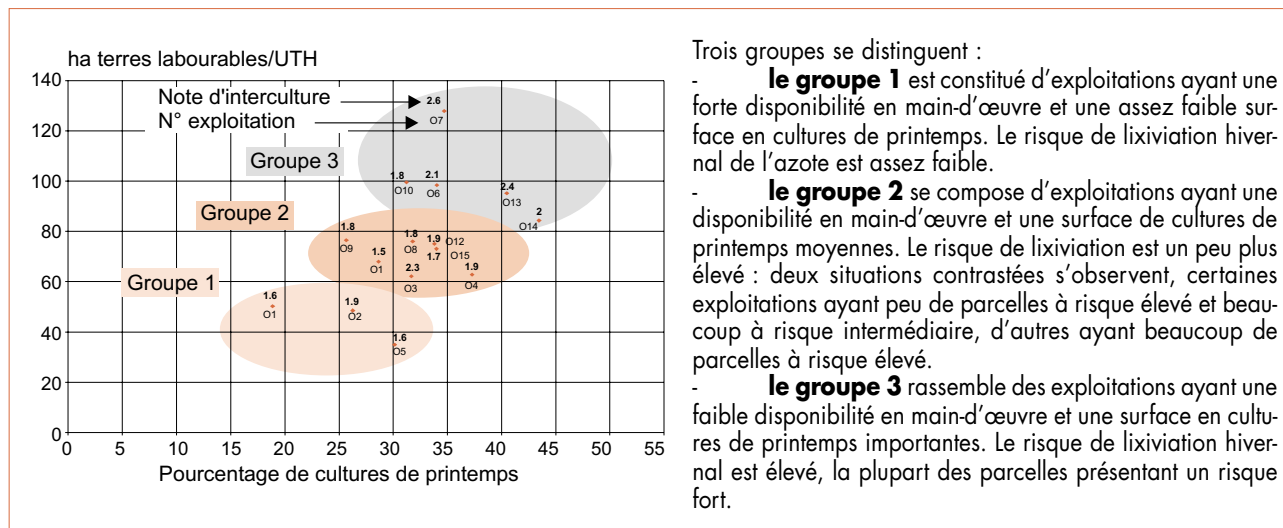


Figure 4. – Répartition des exploitations de l'Orgeval selon les ratios CP (cultures de printemps) et TL/UHT (surface en terres labourable par travailleur). ▼



5. – Par exemple, la construction de fosses à lisier pour adapter les apports d'engrais organiques aux périodes adaptées aux besoins des plantes.

Les solutions envisageables dépendent de façon évidente du problème de pollution rencontré, mais aussi de l'exploitation qui a ce problème, car ces contraintes rendent plus ou moins facilement réalisables les solutions envisagées. Le tableau 1 illustre quelques modifications de pratiques applicables selon le problème rencontré dans des exploitations des deux bassins étudiés. Il s'agit essentiellement des modifications de pratiques qui

sont proposées aux agriculteurs par les conseillers agricoles. Des modifications nécessitant des investissements⁵ ou remettant en cause le choix des productions n'ont pas été envisagées.

Enfin, dans la mesure où sur une même exploitation plusieurs problèmes peuvent coïncider, réduire la pollution d'une exploitation donnée nécessite parfois la mise en place simultanée de plusieurs modifications de pratiques.

■ **L'évaluation du coût à l'échelle du bassin versant repose sur un jeu d'hypothèses**

Sur chaque bassin, le coût d'adoption de pratiques moins polluantes a été évalué à partir d'un choix raisonné d'hypothèses de calcul.

Sur le bassin du Naizin, la gestion de la fertilisation est remise en cause

Limites physiques aux échanges d'engrais organiques

Sur ce bassin, il a été quasiment impossible de raisonner l'impact de modifications de pratiques sur une exploitation sans tenir compte des exploitations voisines. Un système d'information géographique a été utilisé pour estimer sur le bassin les surfaces capables de valoriser les engrais organiques, puis parmi ces surfaces celles qui appartiennent à des exploitations excédentaires, celles qui servent à l'épandage, et celles qui sont encore disponibles. Les quantités d'engrais organiques que chaque exploitation peut échanger ont ensuite été déterminées en fonction des potentia-

lités des exploitations voisines, ce qui a limité les capacités d'échange de chaque modèle d'exploitation. Des fourchettes de coûts et de gains permis par les échanges de déjections ont ainsi été établies, pour chaque groupe d'exploitations et par kilogramme de nutriments contenu dans les engrais organiques. Les données issues du SIG ont ainsi servi à formuler les bornes des échanges possibles qui ont été utilisées en programmation linéaire.

Coût de réduction de l'excédent structurel

Les échanges de lisier sur le bassin représentent un coût pour les exploitations qui les produisent, et un gain pour celles qui les reçoivent. Selon les hypothèses retenues sur la distance moyenne de transport, sur quel agriculteur (le producteur ou le receveur) va épandre les lisiers, sur le matériel utilisé et sur le propriétaire de ce matériel, les échanges de lisier peuvent représenter un coût net sur le bassin, ou au contraire un gain net. Mais aucun jeu d'hypothèses n'a permis de générer un gain sur le bassin permettant de compenser les coûts de traitement des lisiers excédentaires.

Tableau 1.- Quelques modifications de pratiques applicables sur des exploitations des bassins étudiées en fonction des problèmes rencontrés. ▼

Problème	Exportation des cultures faibles	Trop d'engrais organiques	Trop d'engrais minéraux	Fertilisation de certaines cultures déséquilibrées	Beaucoup de sols nus en hiver
élevage intensif spécialisé bovin	augmenter la part de l'herbe dans la SFP*	importer moins d'engrais organiques sur l'exploitation	diminuer la fertilisation minérale	meilleure répartition des engrais entre les cultures	augmenter la part de l'herbe dans la SFP
élevage intensif spécialisé porcs	cultures intercalaires vendues, modification de l'assolement	augmenter la surface d'épandage, traiter tout ou partie des déjections, accroître la surface d'exploitation	substituer des engrais organiques aux engrais minéraux	meilleure répartition des engrais entre les cultures	Cipn** diminution des cultures de printemps
élevage intensif mixte (bovins + porcs)	augmenter la part de l'herbe dans la SFP	augmenter la surface d'épandage, traiter tout ou partie des déjections, accroître la surface d'exploitation	substituer des engrais organiques aux engrais minéraux	meilleure répartition des engrais organiques et minéraux entre les cultures	augmenter la part de l'herbe dans la SFP
grandes cultures				fertilisation raisonnée	diminution des cultures de printemps, introduction de Cipn

(*SFP : Surface Fourragère Principale **Cipn : Culture Intermédiaire Piège à Nitrates)

6. – Notamment dans le cadre du PMPOA – Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole.

Selon les hypothèses retenues, réduire l'excédent structurel sur le bassin de Naizin aurait un coût compris entre 150 et 550 kF par an, pour les agriculteurs (soit en moyenne 340 F/ha), coût auquel il convient d'ajouter ceux liés à la construction d'éventuels stockages et de retrancher le montant des aides accordées pour cette réduction⁶. La réduction de l'excédent structurel consiste à ramener la « production » d'engrais organiques par exploitation au niveau seuil de 170 kg d'azote par hectare de surface épandable. Elle comprend des extensions de plans d'épandage et le traitement des déjections supplémentaires.

Coût de réduction de l'excès d'engrais minéraux

Réduire en plus les excédents d'azote minéral aurait un coût supplémentaire de l'ordre de 800 à 1000 kF par an pour les agriculteurs (soit en moyenne 860 F/ha). En effet, cette réduction nécessite :

– l'épandage d'effluents animaux sur des cultures n'en recevant que peu auparavant (prairies, céréales au printemps). Cet épandage a un coût d'opportunité élevé : il est beaucoup plus onéreux, en période de pointe de travail, de dégager quelques heures pour apporter du lisier sur une prairie que de fertiliser celle-ci avec des engrais minéraux et de reporter l'épandage des effluents correspondants à des périodes moins chargées en travail.

– une augmentation des exportations d'azote par les parcelles en modifiant les assolements des producteurs de bovins (augmentation de la part d'herbe dans le système fourrager), de façon à ce que les parcelles du bassin exportent plus que 170 kg d'azote par hectare.

Coût total

Les calculs qui ont été réalisés ici conduisent donc à estimer que réduire la pollution diffuse par les nutriments sur le bassin de Naizin coûterait plus de 1200 F par hectare et par an, si l'on tient compte à la fois de la résorption de l'excédent structurel et d'une réduction substantielle de la fertilisation minérale.

Sur le bassin de l'Orgeval, la gestion des intercultures peut être améliorée

Sur le bassin de l'Orgeval, la mise en place de cul-

tures intermédiaires pièges à nitrates (Cipn) induit sur les exploitations modélisées des coûts supplémentaires de deux ordres : d'une part des coûts opérationnels, d'autre part des coûts organisationnels. Les coûts opérationnels sont liés à la mise en place et à la destruction de la culture (semences, carburant et herbicides) ; les coûts organisationnels sont liés aux travaux d'implantation et de destruction qui se situent en concurrence avec d'autres travaux de récoltes ou de préparation des terres. Le coût pour le bassin est obtenu en sommant le coût obtenu par groupe d'exploitation : ce dernier est obtenu en multipliant la somme des deux coûts par la surface en culture intermédiaire calculée.

Coût opérationnel

Le coût opérationnel est peu variable : la moyenne des coûts obtenus sur les cinq exploitations étudiées, 200 F/ha, est donc utilisée pour l'extrapolation. Dans le groupe 1 (voir figure 4) où la main-d'œuvre n'est pas limitante, l'assolement reste inchangé : la surface implantée en Cipn correspond à la surface actuelle en cultures de printemps. Sans modification d'assolement, et s'il n'y a pas substitution entre les facteurs de production, un budget partiel suffit à estimer le coût lié aux charges opérationnelles d'implantation de Cipn (groupe 1). Dans les deux autres cas où la main-d'œuvre devient limitante, la programmation linéaire devient indispensable pour simuler l'évolution de l'assolement et évaluer le coût marginal de la main-d'œuvre.

Coût organisationnel

Le groupe 2 ne peut introduire de Cipn qu'en accroissant à certaines périodes la charge de travail jusqu'à une valeur à la limite du socialement acceptable ; le groupe 3 ne peut introduire de Cipn sans modifier son assolement, car des contraintes de travail sont saturées.

L'extrapolation a été conduite en deux temps : d'une part une estimation de la modification de l'assolement dans les exploitations appartenant au groupe 3 a été réalisée, d'autre part un chiffrage du coût marginal de la main-d'œuvre selon le groupe d'exploitations (groupe 2 et groupe 3) a été effectué ; dans le groupe 3, ce coût intègre les conséquences « économiques » d'une modification d'assolement.

En conclusion, il apparaît que plus de la moitié de la surface du bassin appartient à des exploitations pour lesquelles l'introduction de Cpn peut poser de gros problèmes d'organisation : ce sont les exploitations de plus de 130 ha de SAU et de 90 ha de SAU par UTH.

Discussion : Adéquation des outils et de la démarche aux problèmes rencontrés

■ *Diagnostic du risque environnemental*

Intérêt et limites des références nationales de rejets des animaux

Les enquêtes réalisées sur le Naizin ont permis de calculer un solde CORPEN avec des références issues de chaque exploitation, ce qui permet une approche plus précise du risque de pollution généré par chaque exploitation. Ce mode de calcul conduit à une typologie similaire à celle que nous avons présentée (seules deux exploitations changent de groupe), mais on obtient une dispersion beaucoup plus importante des exploitations au sein de chaque groupe. Dans la mesure où seules trois exploitations ont des performances environnementales meilleures si le calcul du solde est réalisé avec des données de l'exploitation, la quantité totale d'azote à résorber est plus importante.

Comparativement à la méthode utilisée, l'utilisation de références nationales pour le calcul du solde CORPEN revient donc à sous-estimer le risque de pollution des exploitations d'élevage intensif du bassin de Naizin.

Intérêt d'un diagnostic environnemental par succession de culture ?

Le calcul du solde CORPEN sur les exploitations du Naizin utilise des données par système de production, cohérentes avec celles nécessaires aux simulations économiques et recueillies par enquête auprès des agriculteurs. Si le calcul d'un solde avec des références issues de l'exploitation en elle-même permet une approche plus précise du risque de pollution qu'elle génère, cette approche peut encore masquer des disparités importantes de conduite d'une parcelle à l'autre. Une approche par successions de culture, comme celle développée sur l'Orgeval, permet une plus grande précision

mais nécessite le recueil d'une masse d'informations beaucoup plus grande.

■ *La programmation linéaire indispensable pour une remise en cause du système de production*

La démarche utilisant la programmation linéaire n'est pas nécessaire au raisonnement dans tous les cas : il existe des situations où des représentations plus simples, par exemple par des budgets partiels, peuvent lui être substitués. En général, un nouvel investissement gagne à être traité par les techniques classiques de raisonnement des investissements (analyse du coût réel, capacité de l'exploitation à intégrer l'investissement, retour d'investissement) ; si cet investissement a des conséquences sur l'organisation du travail (plus de fumier à épandre, avec moins d'engrais minéraux, par exemple), la modélisation par programmation linéaire est utile voire indispensable quand l'investissement génère des charges de travail incompatibles avec les ressources actuelles en main d'œuvre de l'exploitation.

■ *Utilisation d'exploitations réelles dans une démarche interactive avec l'agriculteur*

Ces travaux confirment la nécessité de travailler sur des exploitations réelles, et non sur des cas types : les contraintes ne sont pas uniquement celles que le modélisateur peut imaginer, mais elles sont le plus près possible de celles qui existent dans les exploitations. Souvent, la contrainte la plus limitante de l'exploitation apparaît au cours de la modélisation et ce n'est pas celle qu'une analyse rapide avait identifiée. L'extrapolation des cas étudiés finement à l'ensemble du bassin a utilisé comme clef d'extrapolation les contraintes limitantes mises en évidence cas par cas.

Cette modélisation permet d'examiner comment le système de production peut évoluer, dans sa globalité, si l'on introduit une nouvelle culture, de nouvelles pratiques ayant des conséquences sur l'allocation de temps entre les différentes activités de production, etc. Les retours fréquents à l'agriculteur sont le plus souvent l'ébauche d'une démarche de réflexion conjointe sur l'organisation de l'exploitation, sa capacité à répondre à des variations de contexte économique ou à une demande de réduction des pollutions.

■ ***Les outils technico-économiques restent à adapter voire à créer à l'échelle du bassin versant***

La démarche que nous avons présentée a pour principale originalité d'analyser un problème de pollution des eaux d'origine diffuse selon différents points de vue, environnemental, agronomique et économique. Si cette approche pluridisciplinaire apporte beaucoup à la compréhension des mécanismes conduisant à la pollution, elle présente un inconvénient de taille : les échelles d'approche de chaque discipline (bassin versant, exploitation agricole, population d'exploitations) sont différentes. En particulier, les outils technico-économiques actuels ne permettent pas de prendre en compte les latences physiques entre émission de polluant et pollution à l'exutoire (la somme des émissions étant très différente de la pollution), ni les déplacements d'émissions qu'un agriculteur peut être amené à réaliser entre ses parcelles situées sur un bassin où il lui est demandé de modifier ses pratiques, et celles situées hors du bassin.

L'analyse présentée repose sur deux hypothèses fortes. Elle est :

- déterministe, chaque pollueur est considéré comme connu,
- statique, les prix des produits et des intrants sont supposés exogènes et fixes, alors que des variations de prix peuvent conduire les agriculteurs à modifier leurs productions et donc leurs émissions de polluants.

Elle est relativement lourde à mettre en œuvre ; elle nécessite une quantité importante de données et ne peut s'appliquer que sur des bassins relativement petits. Toutefois, la compréhension des mécanismes permet aisément une actualisation des résultats pour tenir compte de modifications du contexte économique ou réglementaire.

Cette démarche serait utilement complétée par des représentations du dynamisme de l'exploitant, de sa capacité à adopter des pratiques modifiées, de l'influence des différents acteurs du monde rural sur la décision d'un agriculteur de modifier ses pratiques. Ces représentations sont permises par les développements récents de la théorie des contrats, de l'économie spatiale ou des simulations multi-acteurs.

Conclusion

L'évaluation du coût économique à l'échelle d'un bassin de l'introduction de nouvelles pratiques repose sur une analyse détaillée de la diversité des exploitations confrontées à un problème environnemental donné, et des conséquences économiques, en terme d'organisation du travail et d'acceptabilité individuelles d'une modification des pratiques. Elle repose sur la compréhension des mécanismes mis en œuvre, ce qui permet un raisonnement sur un nombre relativement limité d'exploitations choisies après une stratification construite en fonction du problème à résoudre.

La démarche présentée est une première approche d'une analyse coût efficacité de la réduction des pollutions générées par les exploitations agricoles, le coût étant estimé par une modélisation économique, l'efficacité étant représentée par un diagnostic environnemental. À l'échelle de l'exploitation agricole, et de petits bassins versants, l'utilisation conjointe de la programmation linéaire et de diagnostics environnementaux paraît pertinente. À d'autres échelles, bassins plus grands par exemple, d'autres approches devront être envisagées, modèles d'équilibre général ou application de la théorie des contrats et modélisation hydrologique par exemple.

D'un point de vue pratique, les travaux présentés ici mettent en évidence que dans de très nombreux cas, un obstacle à l'adoption d'une pratique modifiée n'est pas tant dû au coût que la modification génère qu'aux changements d'organisation du travail qu'elle implique, ce qui peut créer de façon indirecte des coûts organisationnels très élevés et peut rendre inacceptable telle ou telle modification de pratiques dont l'adoption constitue un passage obligé vers une amélioration de la qualité de l'eau. □

Ces travaux ont été réalisés de 1994 à 1996, avec le concours de l'Union européenne (Jannot et al, 1997).

Résumé

Les travaux présentés ici chiffrent le coût de l'introduction de pratiques moins polluantes dans les exploitations de 2 petits bassins versants, l'un d'élevage, l'autre de grandes cultures. Ces coûts sont obtenus en couplant un diagnostic environnemental et des simulations technico-économiques. Cette méthode permet de souligner les éléments qui, dans chaque système de production, génèrent les émissions de polluants, et les principaux obstacles à leur diminution. La prise en compte de ces éléments dans les solutions à apporter, nécessaire car deux exploitations de même système de production peuvent émettre des polluants en quantités très différentes, autorise une extrapolation de quelques exploitations bien connues à chaque petit bassin.

Abstract

The work described here quantifies the cost of introducing less-polluting methods into the farms situated in two small catchment areas, one dedicated to livestock and the other to crop farming. The method enables both the items that cause pollution emissions and the principal obstacles to their reduction to be identified for each farm production system.

Taking such items into account in the solutions adopted, which is necessary because two farms within the same production system can generate widely differing levels of pollution, enables an extrapolation to several well-known farms in each small basin.

Bibliographie

BERTRAND, M., ABRASSART, J. et GARON, F., 1993. Gestion technique de la fertilisation (GESUFER). *Informations techniques du Cemagref* 91 (note 3), p. 1-7.

BONNEVIALE, J.-R., JUSSIAU, R. et MARSHALL, E., 1989. Approche globale de l'exploitation agricole. Dijon, Institut National de Recherches Pédagogiques. INRAP. 329 pages.

BOURAOUI, F., TURPIN, N. et BOERLEN, P., 1998. Trend analysis of nutrient concentration in an intensively fertilized watershed. Accepted JEQ.

CAIROL, D. et JANNOT, P., 1994. GELEV, un outil pour les choix économiques d'équipements dans les exploitations associant productions végétales et animales. *Informations Techniques du Cemagref* 95 (3), p. 7.

CORPEN, 1988. Bilan d'azote à l'exploitation. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt - Mission Eau Nitrates. 35 pages, novembre 1988.

CORPEN, 1991. Interculture : gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux. Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, 40 pages.

HENIN, S., 1980. Activités agricoles et qualité des eaux. Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, Rapport.

JANNOT, P., 1995. Adaptation des pratiques agricoles en vue de limiter les fuites nitriques. Essai d'analyse du coût économique à l'échelle d'un bassin versant : cas du bassin de l'Orgeval. Compte-rendu GDR « Analyse et modélisation des systèmes fluviaux anthropisés ». Rapport d'activités 1994. Thème bassins versants ruraux. Cemagref, Cemagref Antony : p. 140-149.

JANNOT, P., TURPIN, N., HUET, M.-C., et al., 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 pages, mars 1997.

LANQUETUIT, D., SEBILLOTTE, M., 1997. Le guide Ferti-Mieux pour évaluer les modifications de pratiques des agriculteurs. Association Nationale pour le Développement Agricole, 179 pages.

MASSON, E., LAURENT, F., GUEZENNEC, E., et *al.*, 1994. Lisier et environnement : cinq pistes d'amélioration, mise à l'épreuve technico-économique à l'échelle de l'exploitation. Perspectives Agricoles (191), p. 99-106.

SEBILLOTTE, M. et MEYNARD, J.- M., 1990. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. Nitrates Agriculture Eau, Paris. p. 289-313.