HAL
open science

Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural - démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais

Nadine Turpin, Nadia Carluer, Cyril Kao, Laurent Piet, Marie-Pierre Arlot, Pascal Boerlen, Thierry Bioteau, Cédric Chaumont, Véronique Gouy, Claude Souiller, et al.

To cite this version:

Nadine Turpin, Nadia Carluer, Cyril Kao, Laurent Piet, Marie-Pierre Arlot, et al.. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural - démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2000, 22, p. 3 - p. 16. hal-00464042

HAL Id: hal-00464042

https://hal.science/hal-00464042v1

Submitted on 15 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Lutte contre les pollutions en milieu rural
Démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais

Nadine Turpin[1], Nadia Carluer[2], Cyril Kao[3], Laurent Piet[4], Marie-Pierre Arlot[3], Pascal Boerlen[1], Thierry Bioteau[1], Cédric Chaumont[3], Véronique Gouy[2], Claude Souiller[2], Françoise Vernier[4], Patricia Saint Cast[1]

Dans le Grand Ouest de la France, la protection de la qualité de l'eau est devenue une préoccupation majeure pour bon nombre d'agriculteurs et un objectif pour les organisations agricoles.

Les démarches entreprises en Loire-Atlantique illustrent les initiatives prises pour concilier une agriculture performante et la protection de l'environnement. Dans le bassin versant du Don (600 km²), par exemple, au-delà des actions qui se mettent en place sur des programmes nationaux ou européens (PMPOA, directive nitrates), plusieurs initiatives ont été engagées sur la base du volontariat et de l'anticipation des agriculteurs. Ces initiatives sont coordonnées par le comité de pilotage de l'opération Ferti-Mieux, première action menée sur le bassin.

Ces différentes actions, complémentaires, ne sont encore mises en œuvre qu'à l'échelle de l'exploitation agricole. Elles doivent, pour être bien raisonnées, être intégrées à l'échelle du territoire rural. De plus, si l'on veut pouvoir les rapprocher de modifications de la qualité de l'eau, elles doivent être intégrées à l'échelle de bassins versants. C'est dans ce but que la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique et la municipalité de Nozay ont sollicité l'appui du *Cemagref* pour engager une action de Recherche-Développement. Il s'agit d'étudier finement un petit bassin amont, celui du Cétrais (photo 1) à Nozay (34 km²), afin de formaliser un diagnostic de risque de pollutions diffuses agricoles. Ce diagnostic pourra, à terme, fournir des références et des démarches applicables au bassin du Don, beaucoup plus vaste.

Photo Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique

▲ Photo 1. – Le bassin du Cétrais, vue sur la mine.

Objectifs

L'action de Recherche-Développement engagée en 1997 sur le bassin du Cétrais a pour principaux objectifs :

– de quantifier, à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole, le risque potentiel de pollu-

1. Cemagref-Rennes
17, avenue de Cucillé
35044 Rennes Cedex
2. Cemagref-Lyon
3 bis, quai Chauveau-CP 220
69336 Lyon Cedex 09
3. Cemagref-Antony
Parc de Tourvoie
BP 44, 92163 Antony Cedex
4. Cemagref-Bordeaux
50, avenue de Verdun-Gazinet
33612 Cestas Cedex

tion des pratiques agricoles actuelles et de prévoir leur impact après une modification éventuelle ;

– de se donner les moyens de tenir compte des effets combinés et cumulés des différentes initiatives prises individuellement par les agriculteurs sur le taux global de pollution du bassin, en prenant en compte la structure du territoire (zones de production, de transfert, de stockage et d'épuration des eaux) ;

– de définir des solutions d'aménagement du territoire pour améliorer la capacité tampon et/ou épuratoire du milieu ;

– de proposer des méthodes d'extrapolation.

Dans le cadre de cet article, nous nous limiterons à présenter la mise au point d'une démarche de diagnostic des risques de pollutions diffuses sur un petit bassin agricole, démarche que nous avons appliquée aux nitrates et aux produits phytosanitaires sur le bassin du Cétrais.

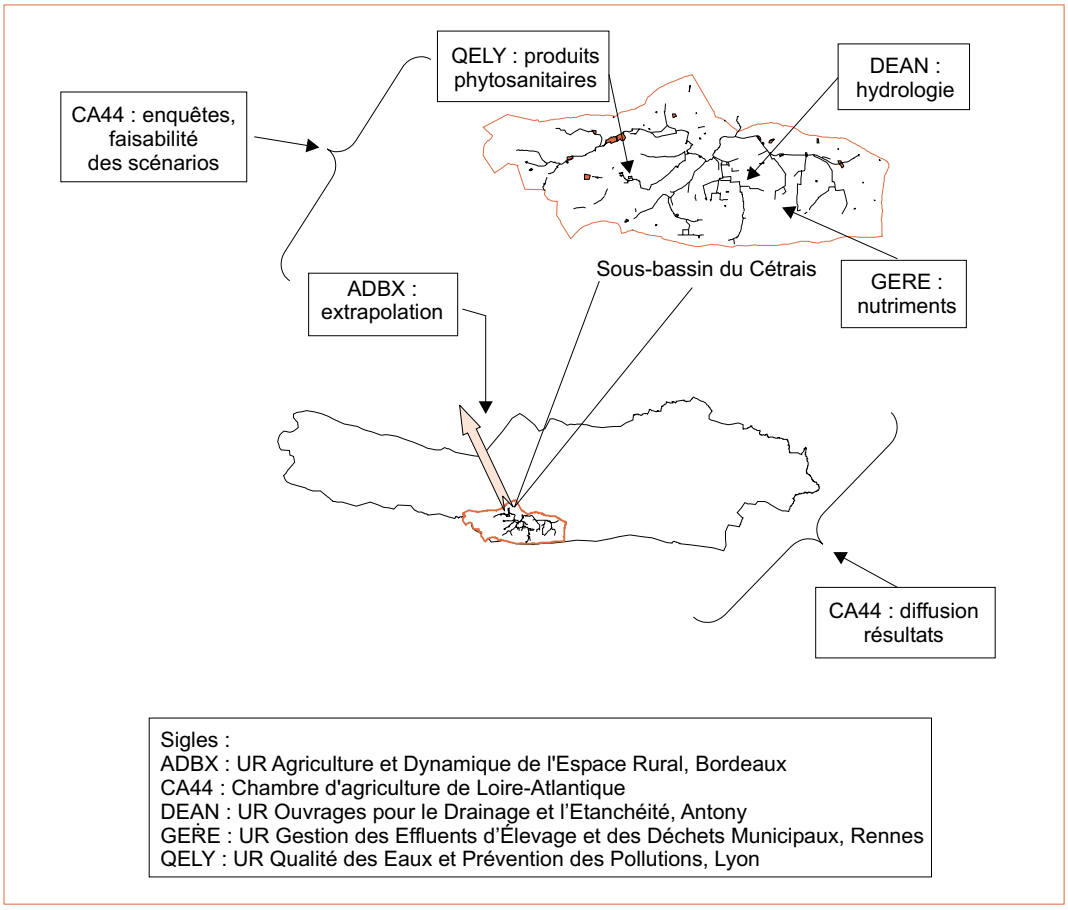
Matériel et méthodes

Partenariat

Ce projet est pluridisciplinaire. Il regroupe la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique et quatre équipes du *Cemagref* (figure 1). Un comité local intégrant les acteurs (agriculteurs et habitants) suit cette action. Le comité de pilotage de l'opération Ferti-Mieux est également étroitement associé : les résultats obtenus, les avancées envisagées lui sont régulièrement présentés, et son approbation est requise à chaque étape.

Équipement du site

Le bassin du Cétrais est globalement représentatif des bassins versants agricoles de l'Ouest de la France, par ses sols et son climat (donc son comportement hydrologique global). Il présente de plus l'intérêt particulier d'être constitué de sous-bassins amonts aux différences marquées d'aménagement et d'utilisation du sol, et d'une zone



▶ Figure1. – Partenariat et diagnostics réalisés.

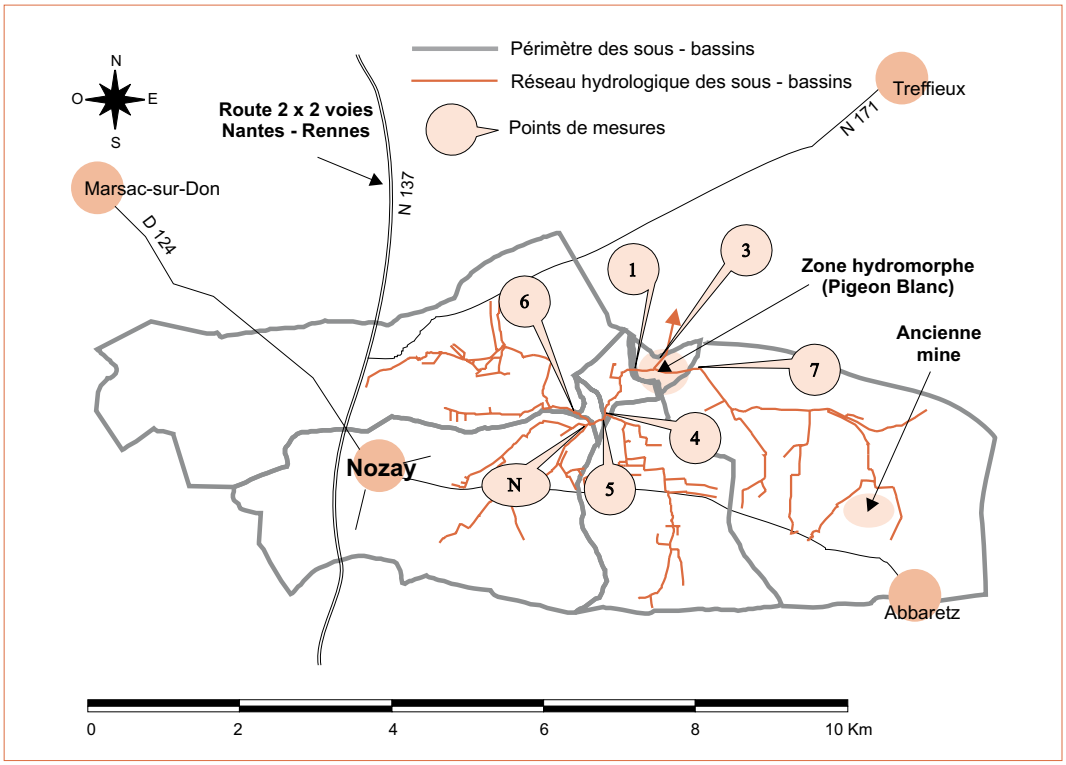


Figure 2. – Sites d'étude hydrologique sur le bassin du ru de Cétrais.

riparienne enherbée de fond de vallée à l'aval. Son organisation permet ainsi une analyse de l'influence des sols sur la constitution des débits et les exportations de nutriments.

Ce bassin se divise en sept sous-bassins (figure 2), et chacun d'eux a été équipé à son exutoire d'appareils de mesure des débits en continu. Des pluviomètres ont été installés près de l'exutoire du bassin. Ce matériel a été utilisé pour les deux premières campagnes de mesures. Les suivis du bassin devant se pérenniser, un préleveur automatique asservi aux débits et des piézomètres supplémentaires ont été installés sur la zone humide du Pigeon blanc, à l'exutoire du bassin.

Démarche

Nitrates et produits phytosanitaires ont des modes de transfert différents des sols vers les eaux. De plus, si les travaux sur le stockage, la dégradation, les cheminements de l'azote sont nombreux, tant en Europe que dans le monde, la quantification de ces mécanismes pour les produits phytosanitaires est beaucoup moins développée. C'est pourquoi deux démarches ont été menées en parallèle sur le bassin du Cétrais :

– pour l'azote, des modèles préexistants ont été adaptés à la spécificité pédoclimatique du bassin ;

– pour les produits phytosanitaires, les modèles préexistants ont été utilisés, mais des recherches supplémentaires sur les mécanismes de transferts se sont révélées nécessaires et ont été amorcées.

L'originalité de la démarche consiste en une mise en commun de différents diagnostics, relevant de disciplines différentes (agronomie, occupation du territoire, hydrologie, hydraulique). Cette mise en commun a permis de caractériser rapidement le bassin, de hiérarchiser les problèmes qui s'y posent, d'identifier les points sur lesquels agir en priorité. Les diagnostics thématiques emboîtés sont les suivants :

– les pratiques agricoles sont analysées par parcelle (par culture et par rotation), pour déterminer le risque de pollution des eaux par des produits phytosanitaires ou des nutriments, qu'elles induisent ;

– la sensibilité du milieu est appréciée par la réactivité de chaque sous-bassin aux précipitations et par la vulnérabilité des sols au ruissellement et au

lessivage (sensibilité estimée *via* des modèles, validés par les suivis effectués à l'exutoire de chaque sous bassin) ;

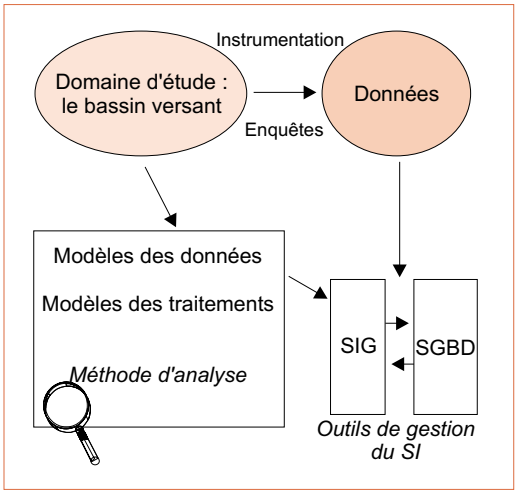
– les voies de transfert entre les parcelles et la rivière, les zones tampons existantes, sont repérées et caractérisées, leur rôle dans les transferts d'eau et de polluants est estimé.

Des analyses chimiques sont réalisées dans le cours d'eau aux points de confluence des petits sous-bassins. Les paramètres actuellement suivis sont les MES, l'azote nitrique, la conductivité et le pH. Sur deux sous-bassins, un suivi de produits phytosanitaires a été réalisé (deux campagnes de mesure). Le suivi du débit sur chaque sous bassin permet de plus une quantification des flux à chaque point de mesure.

Une approche synthétique pour intégrer les travaux de chaque équipe

Les données recueillies par chaque équipe sont assemblées et intégrées dans un système d'information à références spatiales (SIRS), dont l'architecture a été conçue par l'équipe ADBX, « Agriculture et Dynamique de l'Espace Rural » (de Gentile, 1999, *Cemagref*-Bordeaux). Ce dispositif permet une analyse spatialisée des données recueillies, l'utilisation plus rapide des modèles et facilite la synthèse des travaux de chaque équipe.

La démarche suivie combine l'expertise des équipes et une méthode de mise en place d'un SIRS (figure 3) dont les étapes sont les suivantes.



▶ Figure 3. – Étapes de construction du SIRS.

1. Inventaire de l'information spatialisée et thématique gérée par les différentes équipes.

2. Réalisation d'un modèle conceptuel de données (méthode d'analyse MERISE), choix des échelles et des objets spatiaux pertinents. L'objet spatial de référence retenu ici est la parcelle culturale.

3. Mise en cohérence des données des équipes avec le modèle des données.

4. Implémentation de la base sous MS. Access® et Arcview®.

5. Définition des croisements et agrégations de données utiles au diagnostic.

6. Production d'indicateurs de suivi, dans l'optique d'une aide au changement d'échelle bassin du Cétrais-bassin du Don.

Les requêtes thématiques et spatiales effectuées sur la base permettent de reconstituer les résultats des croisements ou calculs à partir des données primaires mises à jour.

Des échanges méthodologiques ont eu lieu pendant la construction du SIRS au sein du réseau REGLIS « Représentation et Gestion de l'Information Spatialisée » du *Cemagref*.

Diagnostic du bassin

Diagnostic hydrologique du bassin

L'équipe DEAN, « Ouvrages pour le Drainage et l'Étanchéité » (*Cemagref*-Antony), a mené un suivi hydraulique et un suivi de la qualité de l'eau (azote) en plusieurs points du réseau hydrographique. Ces suivis ont été complétés de plusieurs études visant à mieux comprendre le comportement hydrologique du bassin : étude hydrogéologique du bassin (en collaboration avec la Faculté d'Angers), étude pédologique dans les zones hydromorphes de fond de talweg (effectué par l'INRA de Rennes). Par ailleurs, la zone hydromorphe de bas fond, au lieu-dit le Pigeon Blanc à l'exutoire du Cétrais (figure 2), a été instrumentée (pose de réseaux de piézomètres à différentes profondeurs), de façon à mieux comprendre la dynamique de la nappe dans cette zone et à évaluer sa capacité épuratrice (photo 2).

Le comportement hydrologique du bassin commence à être correctement cerné. Il s'agit d'un

bassin sur schistes, aux sols peu épais et en grande partie hydromorphes : la circulation de l'eau dans le bassin de Cétrais est superficielle ou de faible profondeur ; la réponse du bassin aux événements pluvieux est donc rapide, avec un comportement saisonnier très marqué, allant jusqu'au tarissement du ruisseau à l'été.

Le réseau hydrographique, naturel et artificiel (fossés à ciel ouvert et réseaux de drainage par tuyaux enterrés) est très dense ; les parcelles sont donc rarement très éloignées d'une branche du réseau hydrographique.

Les zones de production, de transfert et d'épuration des nitrates sur le bassin versant ont été identifiées (Potier, 1998) en valorisant l'ensemble du suivi de qualité des eaux : la qualité de l'eau se constitue dès l'amont du bassin, pour ce qui concerne les nitrates. On peut ainsi classer les sous-bassins en fonction de la sensibilité de leurs sols au lessivage des nitrates, indépendamment de la lame d'eau écoulée ; par ordre décroissant de sensibilité au lessivage, on trouve :

PZ6 > PZ4 > PZ1 > PZ5 > PZ3 > PZ7 > PZN

Par ailleurs, les flux élevés en nitrates correspondent à des périodes de fort débit, et le stockage dans la nappe au niveau de la zone humide est insuffisant, en volume et en temps, pour permettre une dénitrification efficace : il ne paraît pas possible pour l'instant d'envisager une épuration suffisante au niveau de la zone humide de bas fond.

Estimation d'un risque de pollution par les nutriments

Méthode retenue

Le choix a été fait ici de réaliser un diagnostic statique à la parcelle, qui permet de représenter la variabilité des phénomènes dans l'espace sans demander une trop lourde acquisition des données.

La méthode du calcul des pertes par lixiviation est celle préconisée par le bilan de masse Comifer (encadré 1), avec les références de la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique. Quelques modifications ont été nécessaires pour tenir compte de la fixation d'azote par les légumineuses en place, ou les restitutions au pâturage. On estime le reliquat en fin de période en tenant compte de l'itinéraire technique, des arrière-effets, du fonctionnement du sol. Nous ne détaillons pas ici la formule utilisée.

Photo Cemagref

▲ Photo 2. – La zone humide du pigeon blanc et le site instrumenté.

La démarche suivie s'articule en trois étapes :

– mise au point d'une méthode permettant d'adapter l'équation du Comifer aux prairies pâturées ;

– test de l'équation modifiée sur quelques parcelles, pour lesquelles on dispose d'analyses de reliquats d'azote à des périodes bien identifiées (figure 4) ;

– application à l'ensemble des parcelles du bassin.

Résultats des bilans effectués

L'application de ce bilan à l'ensemble des parcelles du bassin (les rotations sont connues sur 86 % de la SAU) a permis :

– dans un premier temps d'estimer la quantité d'azote minéral dans le sol au début de la période de drainage ;

– dans un deuxième temps, en appliquant un modèle de lixiviation à cette quantité, d'estimer les pertes d'azote lors du drainage après chaque culture sur chaque rotation ;

– enfin, de calculer les pertes en azote pour chaque rotation, par sommation des pertes lors de chaque interculture.

Toutes les rotations du bassin présentent un excédent d'azote (figure 5) : les apports d'engrais, compte tenu des fournitures du sol, sont largement supérieurs aux exportations. Les rotations qui présentent le plus grand risque de perte d'azote sont celles comportant des protéagineux.

1. COMIFER : comité français pour le développement de la fertilisation raisonnée.

Encadré 1

Le modèle du COMIFER[1], principe et adaptations sur le Cétrais

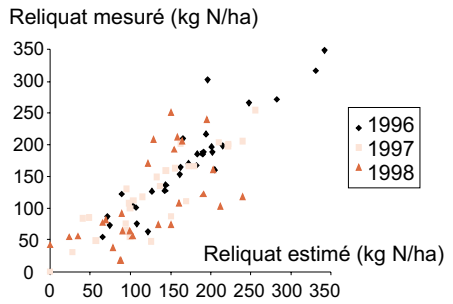
On estime le reliquat en fin de période en tenant compte de l'itinéraire technique, des arrière-effets, du fonctionnement du sol. La formule utilisée est la suivante :

$$Rf = Re + Mhb + Mha + Mhp + Mr + X + Xa + Rest + Fix - (Nf - Ne) - Réorg - Dénit$$

Rf : reliquat à la fin de la période
Re : reliquat au début de la période Re(n) = Rf(n-1) - Pl
Pl : pertes par lessivage *(estimées par un modèle au choix)*
Mhb : minéralisation basale de l'humus
Mha : arrière-effets des effluents organiques apportés les années antérieures
Mhp : arrière-effets des retournements de prairies
X : fertilisation sous forme minérale
Xa : fertilisation organique (partie disponible pour les plantes l'année de l'apport)
Rest : restitutions au pâturage (partie disponible pour les plantes)
Fix : fixation symbiotique (par le trèfle dans les prairies ou par les légumineuses cultivées)
Nf - Ne : exportations en azote par la culture en place pendant la période sur laquelle le bilan est calculé
Réorg : réorganisation sous prairie
Dénit : dénitrification sous prairie

Tous les termes, sauf Rest, Réorg et Dénit sont issus de l'équation du Comifer, qui est utilisée pour les bilans de fertilisation par les conseillers agricoles. Un travail réalisé précédemment (Turpin, Cann *et al.*, 1996) nous a amené à ajouter ces trois termes pour adapter les bilans aux prairies.

Les rotations comportant une succession céréale – maïs présentent des pertes estimées très importantes. La fertilisation y est difficile à maîtriser, car les arrière-effets sont élevés (photo 3). Les rotations comportant des prairies ont des pertes moyennes plus faibles, mais peuvent présenter des pollutions ponctuelles (photo 4), ou, sur une année ou deux, des pertes conséquentes liées à un cumul des arrière-effets du retournement de la prairie et des apports de fumier.



▶ Figure 4. – Reliquats d'azote estimés et mesurés en début de période de drainage sur quelques parcelles.

Les pertes par lixiviation moyennes sur la rotation sont liées à la différence entre les quantités d'azote exportées par les cultures et la somme des fournitures d'azote à ces cultures. Cette différence ne suffit cependant pas à prévoir les pertes avec précision : on peut avoir globalement, sur la rotation, un apport équivalent aux exportations sans que, dans le temps, les apports et les besoins coïncident (ce qui provoque des pertes vers l'eau). Un raisonnement par culture sur la rotation est donc nécessaire pour conclure parcelle par parcelle, pour une année donnée.

Comparaison avec les flux mesurés dans l'eau

Le découpage du Cétrais en sept sous-bassins a conduit à examiner la localisation des parcelles dans chacun des sous-bassins. Le SIG (système d'information géographique) a permis de situer chaque parcelle sur un ou plusieurs sous bassin, puis de sommer sur chaque sous-bassin les pertes d'azote estimées parcelle par parcelle. La somme de ces pertes a alors été comparée aux flux d'azote mesurés à chaque exutoire pendant l'hiver 1997-

1998 : on obtient une estimation correcte des flux à chaque exutoire, ce qui constitue une validation intéressante (figure 6).

Une année donnée, les flux dans l'eau sont liés d'une part, aux quantités d'azote minéral présentes dans les sols en début de période de drainage, d'autre part à la sensibilité au lessivage des sols (chaque sous bassin a un comportement particulier), et enfin à la lame d'eau écoulée. Ainsi, on a pu montrer que l'hiver 1998-1999, qui a subi des précipitations plus abondantes, a vu lixivier vingt tonnes d'azote supplémentaires sur le bassin, lixiviation due uniquement à la différence de lame drainante.

Au total, ce diagnostic apporte des résultats novateurs : il permet de décrire avec une précision satisfaisante les flux qui se retrouvent dans l'eau, ainsi que la teneur en azote des sols à différentes périodes de l'année. Surtout, il permet de faire la part, dans la genèse de ces flux, de ce qui relève des pratiques de l'année, des arrière-effets des pratiques des années antérieures, de la sensibilité du milieu, et du climat. Il semble que la sensibilité du sol aux transferts joue un rôle aussi important que les pratiques agricoles sur la quantité d'azote transférée du sol vers les eaux. Le risque de pollution par l'azote peut donc se décomposer en :

risque = [pratique × sol × lame drainée]

On entend ici par « pratique » l'ensemble, l'année considérée (et en général les trois années précédentes) sur la parcelle :

– des cultures pratiquées, des rendements obtenus, et des intercultures implantées ;

– des fertilisations azotées (minérales et organiques) ;

– des retournements de prairies (pour les prairies âgées, des retournements pouvant avoir un effet sur dix ans).

Diagnostic du risque de pollution par les produits phytosanitaires

Pour parvenir à établir un diagnostic à l'échelle du bassin versant, il a semblé primordial à l'équipe QELY, « Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions » (*Cemagref*-Lyon), d'étudier le potentiel épurateur des connexions hydrauliques parcelles/rivière que constituent les fossés présents sur le bassin.

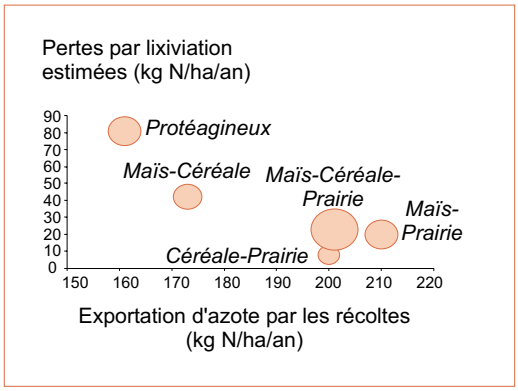


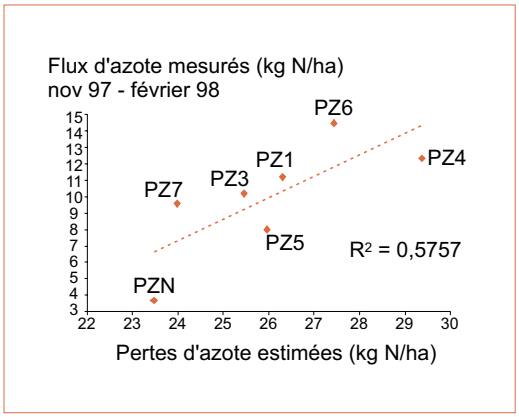
Figure 5. – Exportations moyennes d'azote, pertes moyennes par lixiviation et surface des principales rotations du Cétrais. La taille des cercles indique la proportion de la surface ou du bassin occupée par chaque rotation.

Photo Cemagref, juin 1998

Photo 3. – La non-prise en compte des arrière-effets des apports organiques des années antérieures a conduit l'agriculteur à surfertiliser son blé, ce qui a provoqué une verse.

Photo Cemagref

Photo 4. – Cas peu fréquent de pollution ponctuelle liée au piétinement des prairies par les animaux.



▶ Figure 6. – Comparaison des flux d'azote sur chaque sous-bassin, estimés par le diagnostic des pratiques agricoles et mesurés dans l'eau.

Ainsi les études ont été déclinées de la façon suivante :

1. Choix des substances à suivre.

2. Première évaluation de la contamination du bassin par les phytosanitaires.

3. Diagnostic des risques de transfert des produits phytosanitaires sur le bassin : utilisation d'un modèle de transfert depuis la parcelle, prise en compte du rôle épuratoire des fossés.

Nous ne présentons ici que l'essentiel de la démarche suivie et des résultats obtenus.

Choix des substances à suivre

Le travail a débuté par le choix des substances actives à suivre dans les eaux.

Pour ce faire, la méthode SIRIS (encadré 2) a été mise en œuvre, en se basant sur les données issues du travail de N. Chaumond (1997) pour la connaissance du bassin et des produits utilisés, et sur la base de données de la Direction Régionale de l'Espace rural et de la Forêt pour les propriétés physico-chimiques des molécules. Cette méthode permet de classer le risque d'exposition du milieu aquatique aux différentes molécules utilisées sur le bassin, en tenant compte de la surface sur laquelle elles sont utilisées, de leur solubilité, de leur demi-vie, et de leur coefficient d'adsorption.

Le choix des produits à suivre dans le réseau hydrographique du bassin du Cétrais a été réalisé selon les critères suivants :

– produits ayant des caractéristiques différentes du point de vue de la mobilité et des dates d'application et donc des rangs SIRIS bien distincts ;

– facilité d'analyse (afin d'éviter tout problème d'identification lors du suivi des traces) ;

– produits ayant déjà fait l'objet d'étude de rétention sur les dispositifs enherbés (méthodes d'analyse validées, capacité de rétention sur ces dispositifs connus et pouvant servir de référence).

Les trois produits choisis sont : **l'atrazine, l'isoproturon** (IPU) **et le diflufénicanil** (DFF). Les deux premiers ont les rangs les plus élevés et le troisième a un rang beaucoup plus faible. L'atrazine est appliquée au printemps alors que les deux autres le sont en automne : ils ne sont donc pas forcément confrontés aux mêmes types d'écoulements (drainage et/ou ruissellement de surface).

Première évaluation de la contamination du bassin par les phytosanitaires

Les échantillons ont été prélevés à l'aval de deux sous-bassins en majorité agricoles, Cétrais 4 (PZ4) et Cétrais 6 (PZ6), où des mesures de débits et des analyses de nitrates sont également réalisées par les équipes DEAN, « Ouvrages pour le drainage et l'Étanchéité » (*Cemagref*-Antony), et GERE, « Gestion des effluents d'élevage » (*Cemagref*-Rennes), (figure 2).

Les résultats montrent l'existence de transferts tant sur PZ4 que sur PZ6. Seule l'atrazine a été identifiée à un niveau supérieur à 0,1 mg/l au cours de la campagne de printemps et les concentrations maximales mesurées (qui ne sont pas forcément les pics réels de concentration dans le cours d'eau) sont observées en été. L'atrazine est encore détectée, à un niveau moindre de concentration, durant l'automne qui suit le traitement. Pour ce qui concerne l'IPU et le DFF, ils n'ont été détectés qu'après le traitement des céréales d'hiver, à la fin de l'automne. Ces résultats confortent ce que l'on sait par ailleurs sur le comportement de ces molécules : l'IPU est en général peu rémanent, et le DFF assez peu mobile ; on les observe en général dans le réseau de surface seulement quelques semaines (voire quelques mois pour le DFF plus rémanent) après la période de traitement.

Les flux de polluants ont pu être évalués pour l'événement majeur du 27 octobre 1998 grâce à une mesure de débit conjointe à l'échantillonnage. Les concentrations sont plus élevées en PZ4 mais les flux sont supérieurs en PZ6 du fait d'une surface

Encadré 2

La méthode SIRIS, principe pour les eaux de surface

Afin d'orienter la surveillance de la qualité des eaux, le Comité de Liaison interministériel (Agriculture, Santé, Environnement) « Eau-produits antiparasitaires » a établi en 1994 des listes nationales de substances actives phytosanitaires à rechercher en priorité dans les eaux superficielles et souterraines. Ces listes ont été élaborées à l'aide d'une méthode permettant de classer les substances actives en fonction des risques qu'elles présentent pour les consommateurs d'eau et les organismes aquatiques. Cette méthode appelée SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Intégration des Scores) est une aide à la décision reposant sur :

– la définition du risque : grandeur à deux dimensions, la première prenant en compte les possibilités d'exposition, la seconde les conséquences des expositions (écotoxicité et risque pour la santé humaine) ;

– l'accord d'un groupe d'experts qui définissent :

✗ les variables d'exposition établies à partir des propriétés intrinsèques des substances (coefficient de partage carbone organique/eau, demi-vie, hydrosolubilité, capacité d'hydrolyse) et des données sur les usages (surfaces développées, doses moyennes de traitement) ;

✗ les variables d'effet pertinentes à savoir pour la santé humaine : la Dose Journalière Admissible ; pour les organismes aquatiques : la plus faible toxicité à court terme observée sur algues, daphnies ou poissons (à défaut de données suffisantes sur les toxicités à long terme) ;

✗ les limites de classes et la hiérarchie à retenir ;

– un système logique de classement par attribution de notes de pénalité.

Pour l'évaluation du risque d'exposition des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires, la hiérarchisation des critères est la suivante :

Plus significatif ⟵⟶ Moins significatif

Surface traitée développée Taux d'application	Hydro solubilité	DT50 Hydrolyse	Koc

Pour chacun de ces critères, trois classes de risque ont été définies :
o = pas défavorable, m = moyennement défavorable, d = défavorable.
Les bornes de ces classes pour chaque critère retenu sont les suivantes indiquées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Critères et classes de risque correspondantes pour les eaux de surface.

Classe de risque / Critère	o	m	d
Surface développée (Su) ha	Su 25	25 < Su ≤76	76 < Su
Dose (Do) kg/ha	Do ≤0, 5	0, 5 < Do ≤1	1 < Do
Solubilité (So) mg/l	So ≤10	100 < So ≤200	200 < So
DT50 j	DT50 ≤8	8 < DT50 ≤30	30 < DT50
Hydrolyse (Hy) j	Hy ≤30	30 < Hy ≤60	60 < Hy
Koc ml/g	1 000 ≤Koc	100 ≤Koc < 1 000	Koc < 100

Pour ce qui concerne la superficie traitée, les seuils sont déterminés en fonction des données quantitatives dont on peut disposer. Ils sont choisis de telle sorte que l'on retrouve en classe « d » les substances dont les superficies développées traitées sont les plus importantes et dont le cumul représente 80 % de la superficie développée traitée totale. De même, pour la classe « o », le seuil est choisi de telle sorte que l'on y retrouve les substances les moins utilisées et dont le cumul des superficies développées traitées ne dépasse pas 5 % de la superficie totale.

cultivée et de débits plus importants sur Cétrais 6. Toutefois les taux de transfert par rapport aux quantités appliquées sont assez voisins pour l'IPU sur les deux sous bassins. En revanche, le taux de transfert du DFF en PZ6 est presque 15 fois celui en PZ4. Comme ce produit est surtout transféré sous forme particulaire, on peut supposer que les phénomènes d'érosion sont plus marqués en PZ6 qu'en PZ4, ce qui serait cohérent avec les natures des sols et les pentes plus prononcées sur ce sous-bassin. Ces résultats justifient la réalisation d'un diagnostic phytosanitaire sur le Cétrais.

Diagnostic des risques de transfert des produits phytosanitaires sur le bassin du Cétrais

Compte tenu des résultats des campagnes d'échantillonnage, un modèle de transfert à la parcelle a été utilisé afin d'identifier les « pratiques à risque ». Par ailleurs, on s'est attaché à intégrer dans le raisonnement les potentialités de dissipation des produits entre les parcelles et le cours d'eau, notamment par la prise en compte du rôle épuratoire des fossés.

Mise en œuvre du modèle GLEAMS

Le modèle GLEAMS (Knisel, 1980 ; Leonard, 1990) a été utilisé pour estimer un risque de transfert « moyen » sur une rotation pour deux produits de mobilités différentes : l'IPU et le DFF. Le modèle a été testé pour huit parcelles dédiées au blé d'hiver, sur Cétrais 4. Il est brièvement décrit dans l'encadré 3 ; il ne prend pas en compte directement le drainage, qui est simulé grossièrement en adaptant les conditions aux limites. Cette démarche a été validée sur le site ITCF (Institut Technique des Céréales et des Fourrages) de la Jaillière, aux sols similaires à ceux du Cétrais, où ce modèle a été appliqué sur des parcelles drainées pour lesquelles on connaît les chroniques de concentrations et de flux en phytosanitaires dans les eaux de ruissellement et de drainage.

Nous nous contentons de résumer ici les principaux résultats : les variables utilisées et le détail des résultats figurent dans Carluer *et al.*, 2000. Les types de rotation rencontrés sur les parcelles testées pour les trois années de simulation sont : Maïs/Blé/Ray grass italien (quatre parcelles), Maïs/Blé/Orge (deux parcelles), Colza/Blé/Orge, Orge/Blé/Colza, Colza/Blé/Maïs (une parcelle).

Pour le DFF, moins mobile mais plus persistant que l'IPU, les potentialités de transfert se recoupent bien avec les volumes ruisselés, aucun transfert ne se faisant par percolation.

Pour l'IPU, plus mobile dans le sol et dont la persistance n'est que de quelques mois, les transferts par ruissellement ne peuvent être directement reliés aux volumes totaux ruisselés. Les pertes sont par contre mieux corrélées au volume ruisselé pendant la période d'application. Dans les deux cas, le risque de transfert par ruissellement est plus important pour les parcelles ayant un sol peu profond et un socle plus ou moins imperméable. La parcelle drainée présente un taux de transfert presque deux fois plus élevé que les autres parcelles pour ce qui est de la percolation de l'IPU. Pour les parcelles non drainée, le taux de transfert est directement relié à la profondeur du sol considéré.

Si l'on raisonne en qualités totales transférées sur une rotation, ce ne sont pas systématiquement les rotations présentant deux cultures de céréales d'hiver qui montrent les plus fortes valeurs : les quantités transférées sous une culture annuelle depuis la parcelle drainée sont supérieures à celles évaluées sur la totalité de la rotation pour chacune des autres parcelles. D'autre part, une parcelle recevant deux doses à 1 kg/ha d'IPU sur une rotation présente moins de risque de transfert que trois autres parcelles ne recevant qu'un seul traitement sur la rotation, à 1,5 kg/ha. Cette situation est liée tant à l'étalement de l'apport sur deux ans qu'aux caractéristiques des sols : notamment, pour des caractéristiques voisines par ailleurs, la profondeur du sol joue un rôle prépondérant (plus grande capacité de stockage de l'eau, de rétention et de dégradation des polluants).

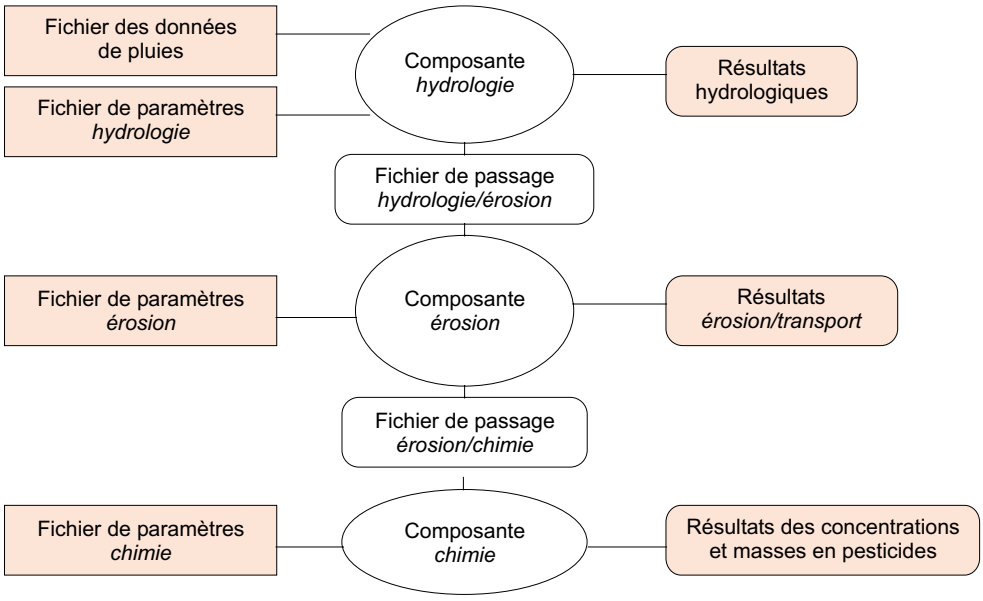
Au total, pour un même produit, le risque de transfert sur une parcelle est très dépendant de son fonctionnement hydrologique et du taux d'application. Un ruissellement proche de la date d'application, la présence de drains ou de sols peu profonds constituent un facteur aggravant.

Ces résultats demanderaient à être confrontés à des mesures de terrain. Ils permettent toutefois une première estimation de l'influence respective des pratiques agricoles (rotation, doses et dates d'application) et du milieu (caractéristiques des sol, présence drainage) dans le risque de transfert des produits phytosanitaires depuis les parcelles culturales.

Encadré 3

Le modèle GLEAMS (Ground water Lounding Effects of Agricultural Management Systems)

Le GLEAMS (Leonard *et al.*, 1990) est un modèle global qui simule le transfert des produits phytosanitaires et fertilisants vers les eaux de surface. Il constitue une évolution du modèle CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), avec la prise en compte notamment de l'évolution dans le temps des engrais organiques. Il est constitué de trois composantes que l'on notera : « hydrologie », « érosion » et « chimie ».



La composante « hydrologie » est fondée sur la méthode du Soil Conservation Service du Département de l'Agriculture des États-Unis, c'est-à-dire une fonction de production qui calcule les volumes journaliers ruisselés à partir des données de pluie et d'un paramètre de rétention de l'eau dans le sol appelé « curve number » (USDA, 1972). Ce dernier est estimé grâce à des tableaux de référence élaborés à partir de séries de mesures réalisées aux États-Unis, pour différents types de sols, d'utilisation des terres et d'aménagement.

La composante « érosion » repose sur une forme modifiée de l'Équation Universelle de Perte des Sols (MUSLE) qui calcule l'érosion moyenne sur un événement en fonction de facteurs d'érosivité de la pluie, d'érodabilité du sol, de pente, de culture et d'aménagement (Wischmeier *et al.*, 1978). Cette formule a également été établie de façon empirique à partir de séries d'observations dans des conditions des États-Unis.

La composante « chimie » relative aux produits phytosanitaires considère que les produits sont entraînés par lavage foliaire, lessivage ou ruissellement. La fonction de lessivage est fondée sur l'équation de conservation de la masse où le terme de diffusion/dispersion est négligé. Le devenir du produit repose sur la description de sa mobilité et de sa dégradation représentées respectivement par une fonction de distribution linéaire où apparaît le coefficient de distribution Kd et par une cinétique de dégradation globale d'ordre un. La volatilisation n'est pas considérée.

Étude du rôle épuratoire des fossés
Une expérimentation de terrain a été mise en œuvre début 1998 pour étudier les possibilités de rétention des fossés (Garon-Boucher, 1998 ; Charnay, 1998). Elle a consisté en l'injection pendant environ dix minutes d'une solution aqueuse contenant deux produits phytosanitaires (l'IPU et le DFF) et un traceur (l'ion chlorure) dans un fossé herbacé de bordure de parcelle (photo 5), recevant un débit constant d'environ 2,5 l/s.

Des échantillons d'eau ont été prélevés à pas de temps régulier (deux minutes) à 25 et 50 m en aval du point d'injection pendant environ une heure.

Les quantités de produits en solution ont été analysées et les résultats montrent que le DFF est retenu à 37 % à 25 m et à 54 % à 50 m. Quant à l'IPU, plus soluble et moins adsorbé, il est tout de même retenu à 12 % à 25 m et 27 % à 50 m (Charnay, 1998).

Ces premières conclusions confirment que les fossés peuvent jouer un rôle dans la limitation du transfert des produits et incitent à poursuivre ce type d'étude pour des conditions variées de débit et de type d'occupation de fossé. Une étude plus approfondie du devenir des produits dans le fossé est nécessaire pour estimer le degré de rétention et les possibilités de disparition (par dégradation, absorption ...) ou de relargage des produits.

Photo Cemagref

▶ Photo 5. – Fossé avec végétation vivante.

Le risque de pollution par les produits phytosanitaires pourrait donc se décomposer en :

risque d'exposition = [pratique × (1/Koc, DT50) × lame d'écoulement rapide × connexion de la parcelle au réseau hydrographique]

Conclusion

La démarche menée dans le cadre de ce travail s'intéresse simultanément aux nitrates et aux produits phytosanitaires. Une économie de moyens a ainsi été permise, notamment sur l'acquisition de données hydrologiques, ou les enquêtes auprès des agriculteurs (les itinéraires techniques culturaux n'ont été relevés qu'une seule fois, par exemple). Ce rapprochement a aussi permis une comparaison des démarches de diagnostics utilisées par les équipes : des différences de comportement et de périodes « à risque » pour les nitrates et les produits phytosanitaires ont ainsi été jugées fondamentales pour le diagnostic (ce qui n'était pas évident au début de l'étude).

Les travaux menés ont débouché sur la formulation d'indicateurs, plus simples à mettre en application que des modèles, pour le diagnostic de risque de pollution diffuse. On peut ainsi envisager un indicateur :

[pratique × sol × lame drainée]

pour le risque de contamination par les nitrates à la parcelle, et une moyenne de ces indicateurs (ou un indicateur fondé sur la moyenne des variables utilisées) pour un sous-bassin dans ce type de milieu.

Par contre, il n'apparaît guère possible d'utiliser le même type d'indicateurs pour les produits phytosanitaires, et des travaux supplémentaires sont nécessaires pour mettre au point des indicateurs adaptés au risque d'exposition du milieu par ces produits. On peut penser qu'ils seront du genre :

[pratique × (1/Koc, DT50) × lame d'écoulement rapide × connexion de la parcelle au réseau hydrographique]

Il est également possible que le type d'indicateur évoqué pour les nitrates ne soit plus suffisant pour des milieux différents de celui du bassin du Don (notamment à sols plus profonds, ou à densité de drainage moindre).

Les travaux menés en 1997 et 1998 sur le ru de Cétrais ont permis :

– d'élaborer et de tester un diagnostic de risque de pollution par l'azote sur un bassin agricole de petite taille ;

– de poser les bases de la généralisation de ce diagnostic à des bassins de plus grande taille ;

– de mettre en évidence des besoins de connaissance complémentaire sur le rôle des fossés dans les transferts de produits phytosanitaires.

Des travaux restent nécessaires pour élaborer des outils de suivi de modifications de pratiques sur de grands bassins versants.

❐

Résumé

Dans le Grand Ouest de la France, la protection de la qualité de l'eau est devenue une préoccupation majeure pour bon nombre d'agriculteurs et un objectif pour les organisations agricoles. Les différentes actions conduites se limitent cependant à l'échelle de l'exploitation agricole. Or, pour être bien raisonnées, elles doivent être intégrées à l'échelle du territoire rural et à l'échelle des bassins versants. C'est dans cet esprit qu'une action de Recherche-Développement pluri-acteurs a été engagée depuis 1997. Une étude fine du petit bassin amont du Cétrais à Nozay (34 km^2) permet de formaliser un diagnostic de risque de pollutions diffuses agricoles, qui pourra, à terme, fournir des références et des démarches applicables au bassin du Don, beaucoup plus vaste (600 km^2).

Dans le cadre de cet article, nous présentons la mise au point d'une démarche de diagnostic des risques de pollutions diffuses sur ce petit bassin agricole. Cette démarche a été appliquée simultanément aux nitrates et aux produits phytosanitaires. Le rapprochement de ces deux axes de diagnostic a notamment permis d'analyser des éléments fondamentaux comme les différences de comportement et de périodes « à risque », pour les nitrates et les produits phytosanitaires.

Pour le diagnostic de risque de pollution diffuse par les nitrates, les travaux ont débouché sur la formulation d'indicateurs, plus simples à mettre en application que des modèles. Les travaux menés ont permis de poser les bases de la généralisation de ce diagnostic à des bassins de plus grande taille.

Pour les produits phytosanitaires, des indicateurs particuliers sont proposés et des travaux restent nécessaires pour mettre en évidence le rôle des fossés dans les transferts. Il conviendra par ailleurs d'élaborer des outils de suivi de modifications de pratiques sur de grands bassins versants.

Abstract

In the western part of France, the protection of surface waters has become of major concern for farmers and agricultural organisations. But most of the programs implemented for the restoration of water quality act at the farm level. In fact, a greater efficiency would be reached if the restoration programs could be reasoned both at field and watershed levels. To help managers to implement such programs, a research has been developped since 1997. The monitoring of farmers' practices and water quality on a small watershed (Cétrais watershed, 34 square kilometers) has allowed the building of a non point source pollution risk diagnosis, which will soon supply managers with references and methods for Don watershed, which is much larger (600 square kilometers). In this paper, we discuss the method of non point source pollution risk diagnosis which has been build on the smaller watershed. the method has been applied both on nitrogen and pesticides. The comparisons between these two diagnosis axis has shown great differences in the main pathways and risk eriods for the two molecules. For nitrogen pollution, the diagnosis has allowed the building of pollution risk indexes, more simple to use than models. Extrapolation to larger watersheds has been explored. For pesticides, particular indexes are proposed, but more work is still necessary to describe the importance of flows and retention in ditches.

Bibliographie

AIT SAADI, L., 1998, *Transfert de crues sur de petits bassins versants agricoles : évaluation de la capacité de stockage d'une zone humide de bas fond*, DEA d'Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Paris VI, 49 p.

BOUTIN, G., 1998, *Identification des surfaces potentiellement épandables sur le bassin versant du ru de Cétrais,* Rapport de stage de deuxième année de maîtrise de sciences et techniques Géotechnologie Environnementale à l'Université de Poitiers.

CARLUER, N., VERNIER, F., PIET, L., TURPIN, N., GOUY, V., KAO, C., 2000, *Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action,* Thème mobilisateur Cemagref : « Concilier l'Agriculture et l'Environnement », Rapport de restitution, 54 p.

CHARNAY, L., 1998, *Étude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés : rôle des sédiments,* Mémoire de DEA Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique, Université Claude Bernard de Lyon - École Supérieure de Chimie Physique Electronique de Lyon – Cemagref, 54 p.

CHAUMOND, N., 1997, *Détermination des risques de pollution par les nitrates et les produits phytosanitaires dans le bassin versant de Cétrais, Propositions d'aménagements,* Mémoire de fin d'études, ENSA de Rennes.

COMIFER, 1996, *Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles*, Comifer, 59 p.

COMIFER (en préparation), *Calcul de la fertilisation azotée des prairies.*

CORPEN, 1996, *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic.* 106 p.

GENTILE (de), A., 1999, *La mise en place d'un SIRS pour une gestion des données agri-environnementales du bassin versant du Cétrais*, Mémoire de DESS de Géosciences Appliquées, septembre 1999, 48 p. + annexes.

GACHELIN, J., 1998, *Cartographie des principaux systèmes de production agricole à l'échelle d'un grand bassin versant. Exemple du bassin versant du Don*, Mémoire de fin d'études de l'ENSAR, 47 p.

GARON-BOUCHER, C., 1998, *Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain,* Mémoire de DEA Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique, Université Claude Bernard de Lyon – Cemagref, 32 p.

GENESLAY, C. 1998, *La part relative des sources ponctuelles dans la pollution par l'azote et le phosphore sur le bassin versant du ru de Cétrais*, Rapport de stage de première année de maîtrise de sciences et techniques Géotechnologie Environnementale à l'Université de Poitiers.

JAYET, H., 1993, *Analyse spatiale quantitative*, Economica, Paris, 202 p.

KNISEL, W.G., 1980. CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Knisel W.G. Ed. *US Department of Agriculture, Conservation, Research Report* n°26, 643 p.

LEONARD, R.A., 1990, *Movement of pesticides into surface waters. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modeling*, Soil Science Society of America Book n°2, CHENG H.H. : p. 303-350.

POTIER, C., 1998, *Identification des zones de production, de transfert et d'épuration des nitrates à l'échelle d'un petit bassin versant agricole hydromorphe*, DEA d'Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Paris VI, 50 p.

TURPIN, N., CANN, C., *et al.,*1996, *Expérience pilote de Landivisiau - rapport final à l'Union Européenne dans le cadre des expériences pilotes Life visant à restaurer la qualité des eaux de la Rade de Brest,* Cemagref Rennes - INRA Rennes - EDE Finistère, 35p.

TURPIN, N., CARLUER, N., KAO, C., *et al.*,1999, *Action de recherche : développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin du ru de Cétrais - rapport de synthèse FEOGA n°5B - 01 - 11 - D0060*, Cemagref, octobre 1999, 22 p.

VOISIN, M., 1998, *Utilisation d'un modèle pour estimer les flux d'azote,* rapport de stage, MEX, École supérieure d'agriculture d'Angers, 40 p.