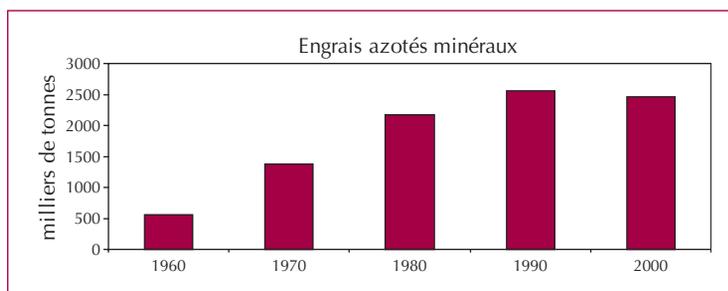


Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant

Julien Tournebize ^a, Marie-Pierre Arlot ^b, Claire Billy ^a, François Birgand ^a, Jean-Paul Gillet ^c et Alain Dutertre ^c

La pollution azotée est devenue problématique suite à l'augmentation des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et les nappes. L'agriculture a ainsi été mise en cause. En effet, nous observons (figure 1 et figure 2) une concomitance de l'augmentation des concentrations moyennes annuelles sur une station historique du bassin versant de l'Orgeval en milieu rural (à Mélarchez, Seine-et-Marne, + 17 mg/l en NO_3^- en 30 ans) et l'augmentation de la vente de produits fertilisants (multiplication par 5 en 40 ans).



▲ Figure 1 – Évolution de l'utilisation des engrais azotés chimiques de 1960 à 2000 (sources : INSEE³, SNIE⁴ et IFEN⁵).

Quelques repères sur la dynamique des flux de nitrate

D'un point de vue hydrologique, 60-70 % des écoulements alimentant les fleuves et grands cours d'eau intègre les hydrosystèmes *via* les cours d'eau de premiers ordres de Stralher – 1 à 3 – (Strahler, 1957 ; Vought *et al.*, 1994)². Parallèlement, la majeure partie des flux de nitrate d'origine agricole mesurés dans ces fleuves, proviennent des petits bassins versants amont (Bach *et al.*, 1997). Par exemple, dans le cas de

la Seine (73 000 km²), les petits bassins versant amont (cours d'eau d'ordre 1 à 4) représentent 90 % du bassin (Sebilo *et al.*, 2003). L'élaboration d'un bilan azoté à l'échelle de la Seine par Billen et Garnier (1999) a permis d'estimer que 60 % des flux de nitrate que l'on peut mesurer à la sortie des parcelles agricoles ne sont pas retrouvés à l'aval de la Seine. Cette lacune dans le bilan met donc en évidence l'intervention de processus de limitation du transfert de nitrate dans le bassin versant.

Les contacts

a. Cemagref, UR Hydrosystèmes et bioprocédés, Parc de Tourvoie, 92163 Antony

b. Cemagref, UR Développement des territoires montagnards, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères

c. Arvalis-Institut du végétal, La Jaillière, 44370 La Chapelle-Saint-Sauveur

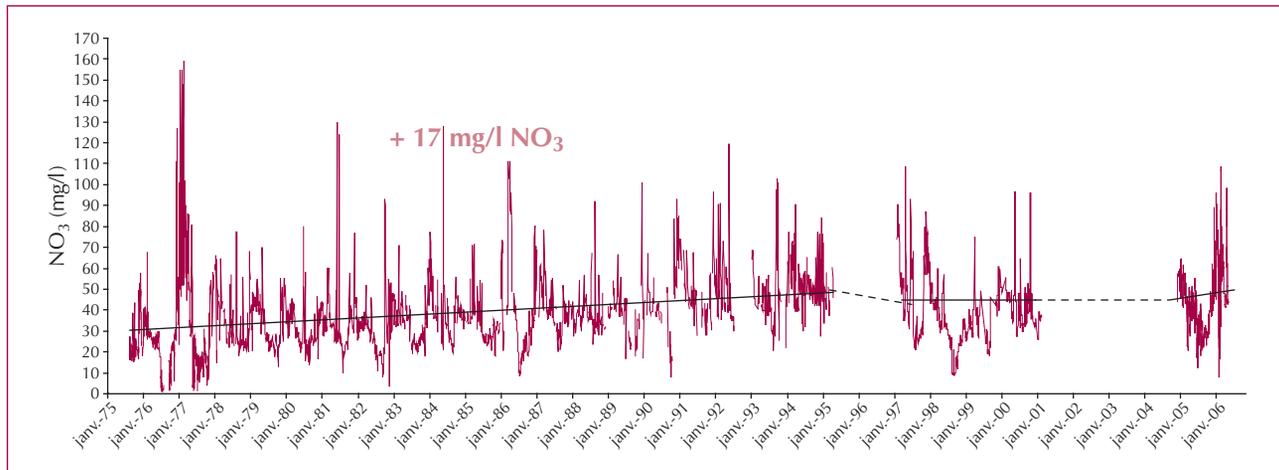
1. Nitrate.

2. L'ordre de Strahler des bassins versants est défini à partir du nombre de confluent pouvant se succéder depuis l'amont vers l'aval du réseau hydrographique. Un confluent réunissant deux bassins de même ordre augmente d'une unité l'ordre global.

3. Institut national de la statistique et des études économiques.

4. Syndicat national de l'industrie des engrais.

5. Institut français de l'environnement.



▲ Figure 2 – Évolution des concentrations en nitrate à la station de Mélarchez de janvier 1976 à janvier 2006 (Cemagref).

Ainsi, si l'augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux est spectaculaire depuis une trentaine d'années, des bilans d'azote détaillés, établis à l'échelle de grands réseaux hydrographiques (plusieurs centaines à plusieurs milliers de km²), révèlent pourtant que seulement 20 à 60 % de l'excédent net d'azote est transféré aux exutoires, ce qui indique qu'une part considérable de l'apport net d'azote sur les grands bassins versants est en quelque sorte retenu ou éliminé. Or, les sources les plus significatives d'azote dans les grands bassins versants ne sont pas clairement identifiées, parce que les paramètres influençant les pertes d'azote dans les rivières ne sont pas bien connus (Alexander *et al.*, 2000). Il apparaît alors nécessaire de revenir aux petits ordres de Stralher, pour mettre en évidence les modes de transfert de l'azote.

Dans les formes de l'azote que nous retenons dans les transferts dans les petits bassins amont, les nitrates sont le plus souvent détectés dans des gammes de 1 à 200 mg/l lors des analyses chimiques des eaux de surface. Les autres formes minérales telles que l'ammoniac et les formes organiques, représentent au maximum 20 % du signal azoté. Par exemple, pour une eau qui contient 12 mg/l d'azote total, 10 mg/l sont sous forme d'azote nitrique (N-NO₃, soit 44,3 mg/l de nitrate), 1 mg/l sous forme d'azote ammoniacal (N-NH₄) et 1 mg/l sous forme d'azote organique. Ainsi, les nitrates très mobiles dans l'environnement et les écosystèmes, sont la forme azotée sur laquelle nous baserons notre étude. De plus, ils sont de très bons traceurs pour d'autres contaminants potentiellement plus toxiques de l'eau, en améliorant la compréhension des liens entre

les contributions des bassins amont aux grands bassins. Étant entendu que la complexité du cycle de l'azote est un élément considérable à prendre en compte, les travaux de recherche et les bilans à différentes échelles que nous présentons dans l'article seront basés sur les nitrates.

Les mouvements de nitrate sont fortement liés aux mouvements de l'eau. Le transport de nitrate s'effectuant sur une large gamme d'échelle spatiale et temporelle, il est alors difficile de considérer tous les mécanismes mettant en jeu les nitrates. Cependant, à l'échelle de la parcelle et du petit bassin versant, on peut prendre en compte les effets de l'occupation du sol, les sources de nitrate (diffuse, ponctuelle, agricole, urbaine...), les processus de transformation des nitrates (minéralisation, dénitrification...) et les mécanismes de transport (ruissellement, percolation, nappe...). La connaissance de la variabilité du transport de nitrate à chaque échelle d'intervention peut ainsi participer à la compréhension et à la mise au point des stratégies de réduction.

L'objectif de cet article est de présenter les conclusions en termes de connaissance des processus de transfert à partir de séries de données acquises à l'échelle de la parcelle expérimentale agricole, sur une période supérieure à 10 ans dans une première partie, et à l'échelle du bassin versant expérimental dans une deuxième partie. Les processus hydrologiques, typologiques et saisonniers seront décrits à ces deux échelles. Le transfert d'échelle est abordé au moyen d'un suivi pluriannuel sur des sous-bassins emboîtés, permettant de faire un lien entre la parcelle et le

bassin versant. Enfin, dans chaque partie, à partir de la compréhension des facteurs dominant contrôlant la qualité de l'eau, des propositions de maîtrise des transferts seront introduites et nous détaillerons dans l'annexe située en fin d'article des exemples d'effets de modifications de pratique. Nous nous plaçons dans le cas du drainage agricole qui a fortement modifié le paysage de certaines zones hydromorphes (encadré 1). Cependant d'un point de vue démonstratif, une parcelle drainée ou un bassin versant drainé associant des parcelles drainées et des fossés d'assainissement présente un exutoire circonspéct pour lequel les mesures sont facilitées, s'apparentant aux techniques classiques de case lysimétrique mais à une échelle bien supérieure (> 1 ha).

Matériel et méthodes

Les résultats proviennent des sites suivis par le réseau Cemagref et Arvalis-Institut du végétal (anciennement ITCF⁶).

À l'échelle parcellaire : le site de La Jaillière (Maine-et-Loire)

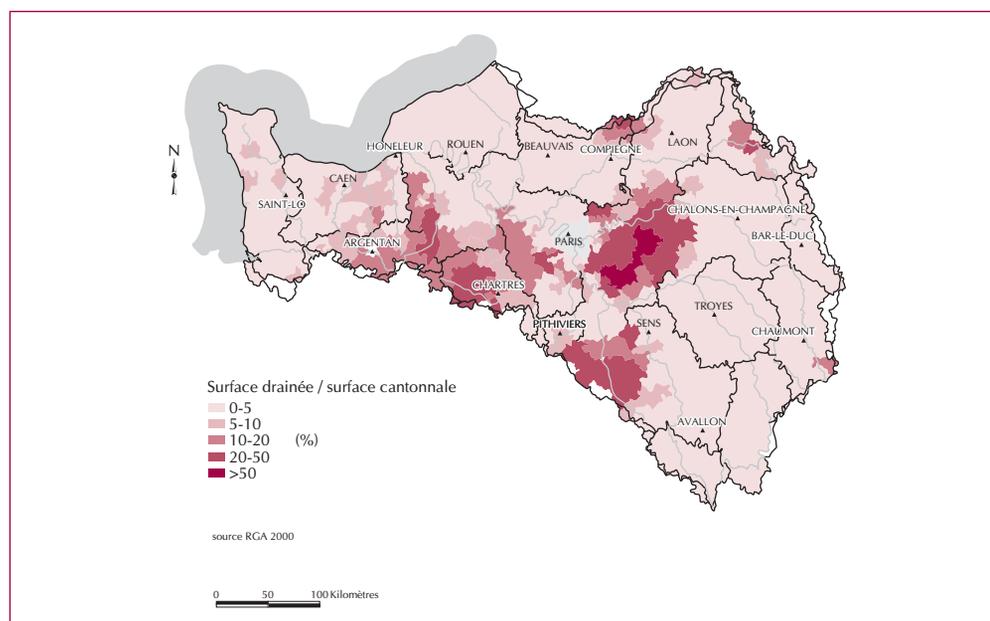
À l'échelle de la parcelle expérimentale drainée, les résultats proviennent du site expérimental de La Jaillière (Maine-et-Loire) géré par Arvalis depuis 1987 (encadré 2). Le site est situé à la limite sud-est du Massif Armoricain, entre Nantes et Angers, sur le canton de Le Louroux-Béconnais. Cette région naturelle porte le nom vernaculaire de bocage angevin. Elle est traditionnellement consacrée à l'élevage (prairie et cultures fourra-

6. Institut technique des céréales et des fourrages.

Encadré 1

En 35 ans, les surfaces agricoles drainées en France ont été multipliées par dix

Les superficies drainées en France par tuyaux enterrés sont passées de l'ordre de 300 000 ha à plus de 2 300 000 ha entre 1970 et 1993, pour atteindre près de 3 millions d'hectares aujourd'hui. Le drainage concerne essentiellement la moitié nord de la France et le sud-ouest. Pour un taux moyen de drainage de 7 à 10 % de la surface agricole utile, le taux local peut atteindre, selon les régions, de 80 à 90 % des terres agricoles des bassins versants amont. C'est le cas en Pays de Loire, Bretagne, dans l'est du Bassin Parisien... (carte 1).



▲ Carte 1 – Pression potentielle du drainage agricole, à l'ouest et à l'est du Bassin Parisien (source : Agence de l'eau Seine-Normandie).

7. Institut national de la recherche agronomique.

8. École supérieure d'agriculture.

Encadré 2

La station expérimentale de La Jaillière

En 1987, dans le cadre de l'opération secteur de référence drainage, un dispositif a été mis en place sur la station expérimentale Arvalis (anciennement ITCF) de La Jaillière. À l'origine, son objectif était l'étude de l'efficacité du drainage pour lever les contraintes liées aux excès d'eau. Par la suite, les études ont porté sur les exportations de fertilisants puis de produits phytosanitaires. Ces travaux ont été conduits dans un étroit partenariat entre divers organismes de recherche qui ont mis en commun leurs compétences complémentaires (Arvalis-Institut du végétal, Cemagref, INRA⁷, université d'Angers, ESA⁸). Un groupement d'intérêt scientifique (GIS) « Pratiques culturales et qualités des eaux » a été créé en 1995 incluant encore d'autres partenaires.

gères) et s'est ouverte plus récemment à l'introduction de grandes cultures (blé, protéagineux). Le climat est océanique à faible pluviométrie annuelle (617 mm en moyenne entre 1961 et 1990). La répartition des pluies dans l'année est très régulière (moyennes mensuelles de 40 à 62 mm), avec un nombre mensuel de jours de pluie assez stable (de 10 à 16 en moyenne).

Dans ce contexte agronomique, trois types de rotations culturales ont été étudiés sur les parcelles expérimentales du site de La Jaillière : rotations maïs/blé, rotations pois/blé et prairies temporaires/cultures, avec différentes variantes de travail du sol (labour/semis direct), de couverture du sol en hiver et, pour les prairies, de pression de pâturage.

PÉDOLOGIE – GÉOLOGIE DU SITE

Le site est localisé sur la série sédimentaire de Saint-Georges-sur-Loire qui se caractérise par une alternance de schistes et de grès avec intercalations de phanites. Les sols sont des sols bruns hydromorphes sur des formations d'altérites de schistes. Les pentes sont faibles à très faibles, variant de 0 à 3 %. La profondeur d'apparition du schiste altéré varie entre 30 et 60 cm. L'horizon de surface est constitué d'un limon moyen sableux (16 à 22 % d'argile) (tableau 1). Il contient par endroits des galets roulés qui en suggèrent une origine colluviale. L'horizon sous-jacent, d'épaisseur variable, est plus riche en argile (30 %,

texture argilo-limoneuse). L'hydromorphie est marquée sur l'ensemble du profil et se manifeste dès la surface par des traces de pseudo-gley.

SUIVI

Sur ce site, dix parcelles ont été aménagées de sorte que les débits (drainés et ruisselés) et les concentrations en nitrate ont été suivis au pas de temps hebdomadaire (dans le cas général) et sur de courtes périodes à des pas de temps plus fin (journalier, voire horaire). Les parcelles ont été isolées hydrauliquement et les mesures individuelles ont été effectuées dans des chambres enterrées. Les débits ont été mesurés au moyen de seuil en V. Les échantillons d'eau ont été prélevés par des préleveurs automatiques (prélèvement ponctuel ou composite).

À l'échelle bassin versant : le site de l'Orgeval (Seine-et-Marne)

Le bassin versant expérimental de recherche et d'expérimentation de l'Orgeval (encadré 3) est situé sur le plateau rural de Brie près de Coulommiers, en Seine-et-Marne. Le bassin appartient donc à l'ensemble sédimentaire du Bassin Parisien. Le climat est de type océanique tempéré : 673 mm de précipitation moyenne (période 1963-2006). Elles sont réparties sur toute l'année (moyenne mensuelle de 46 à 67 mm). L'évapotranspiration moyenne annuelle s'élève à 640 mm.

La rotation des cultures s'étale pour la majorité des agriculteurs sur 2 ans : le blé (éventuellement l'escourgeon), qui couvre la moitié des surfaces, est en alternance avec des cultures de printemps, principalement la féverole et le maïs, mais aussi la betterave et le lin fibre. La gestion de l'interculture est très variable (moutarde, déchaumage, désherbage).

▼ Tableau 1 – Caractéristiques texturales moyennes des sols.

Sites	Horizon	Matière organique (%)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
La Jaillière	Surface	1,9	19,1	44,6	34,4
	25-50 cm	1,1	29,8	37,7	31,4
Orgeval	0-50 cm	2,2	17,9	76,4	5,7

Encadré 3

Le bassin versant de recherche et d'expérimentation de l'Orgeval

Le bassin versant de recherche et d'expérimentation (BVRE) de l'Orgeval est situé en Brie, à proximité de la ville de Coulommiers (Seine-et-Marne), à 70 km de Paris. Il s'étend sur 104 km². Son occupation des sols se répartit entre l'agriculture intensive (80 %), forêt (12 %) et urbain (8 %). Bassin suivi depuis 1962, l'Orgeval est le plus ancien BVRE français encore opérationnel. Il dispose d'un important fonds d'études et de données : un environnement très bien caractérisé, des séries chronologiques anciennes (essentiel en hydrologie). Le bassin versant de recherche de l'Orgeval est représentatif des bassins ruraux ayant subi de très profondes modifications liées à l'activité agricole. Ce bassin hydromorphe et densément aménagé a aussi l'avantage d'être suivi en continu depuis plus de 40 ans. La structure du BVRE évolue vers un groupement d'intérêt scientifique (GIS) depuis novembre 2007, intégrant un ensemble de partenaires scientifiques d'Ile-de-France (université, instituts). Il s'agit du GIS ORACLE : observatoire de recherche sur les bassins versants ruraux aménagés, pour les crues et les étiages.

PÉDOLOGIE-GÉOLOGIE

Les sols présents sur la majorité de ce bassin versant sont des limons sur argile reposant sur la formation des calcaires de Brie. L'horizon d'accumulation d'argile ou une argile à meulière à 1-2 m de profondeur entraîne l'apparition d'une nappe temporaire en hiver. Cette hydromorphie est à l'origine de la forte implantation du drainage agricole (à hauteur de 80 % de la surface agricole utile). Généralement, les drains sont espacés de 10 m et sont placés à 90 cm de profondeur. La teneur en limon est nettement supérieure à celle du sol de La Jaillièrre (tableau 1).

SUIVI EXPÉRIMENTAL

Le bassin a été subdivisé en cinq sous-bassins emboîtés (2 en tête de bassin et 3 à différentes échelles de Stralher). Le premier sous-bassin de 130 ha est considéré comme agricole et drainé à 100 % (Ag). Le second est un sous-bassin forestier de 110 ha (F). Le troisième sous-bassin est un bassin de 1^{er} ordre mixte agricole (70 %) et forestier (30 %) de 960 ha (M1) et qui inclut les deux bassins précédents. Les quatrième et cinquième sous-bassins correspondent, respectivement, à l'ordre de 2 (4 570 ha, 6 % urbain, 18 % forêt, 76 % agricole, M2) et à l'ordre de 3 (10 400 ha, 18 % forêt, 80 % agricole et 2 % urbain, M3) (figure 10, page 18). À l'échelle M3, la longueur totale des cours d'eau (principaux, secondaires, rus, fossés d'assainissement agricole) représente 63,7 km, dont 14 km traversant une forêt et 15,5 km étant bordés par une ripisylve plus ou moins dense (soit 0,31 km²) et 37 km bordés de bande enherbée mise en place depuis 2005 sur une largeur de 5 m sur chaque rive (soit 0,37 km²).

Les précipitations sont mesurées en 7 points répartis sur l'ensemble du bassin. L'évapo-transpiration est acquise via le réseau Météo France à 1 km au sud du bassin versant. Chaque sous-bassin est équipé à son exutoire d'une station de mesure des débits (seuil en V, pas de temps horaire) et d'un préleveur automatique d'échantillon d'eau (proportionnel au débit et sinon journalier). Chaque échantillon est ensuite analysé pour la détermination de l'azote minéral (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺). Les nitrates sont déterminés par méthode colorimétrique après réduction en nitrite sur colonne de cadmium de cuivre. Les chroniques ont débuté entre octobre 1998 et octobre 2004.

9. Dioxyde d'azote.

10. Ammonium.

Processus de transfert à la parcelle

Hydrologie du drainage

Dans le contexte pédoclimatique du Nord et de l'Ouest de la France, les pratiques de drainage agricole se sont essentiellement développées dans le but de réduire la contrainte agronomique liée à l'excès d'eau temporaire dans les parcelles cultivées. Les critères actuels de dimensionnement visent les deux objectifs suivants :

– en matière d'écartement et de profondeur des drains, garantir un temps et une profondeur de rabattement de la nappe perchée compatibles avec les pratiques agricoles caractéristiques des cultures envisagées sur la parcelle. En grande culture, selon les propriétés du sol, le rabattement est de 50-60 cm et le délai de ressuyage de 1 jour ;

11. Évapo-transpiration.

– en matière de débit de projet, assurer l'évacuation à surface libre par le réseau enterré d'une gamme d'événements pluviométriques de période de retour courante (annuelle). En pratique, il est couramment choisi une pluie annuelle d'une durée de trois jours (soit une pluie de 17 mm/j pendant 3 jours générant des débits de projet de 1,5 l/s/ha).

Avec ces règles de dimensionnement, en général, la profondeur moyenne des drains est de 80-100 cm pour un écartement des drains de 10-12 m (figure 3).

Le fonctionnement hydrologique d'une parcelle drainée est spécifique à la présence des drains sur socle peu perméable. On distingue alors plusieurs phases sur la période d'écoulement.

L'amorce de drainage correspond à la phase de réhumectation du sol à partir du mois d'octobre.

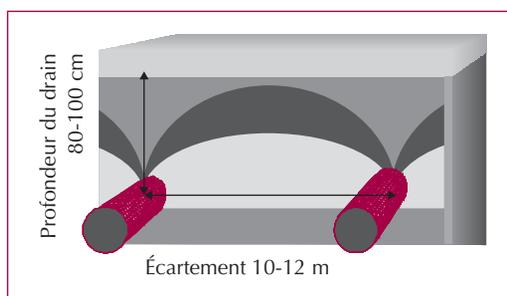
Cette phase est très variable dans le temps, mais par simplification, peut se résumer à un cumul de précipitations de l'ordre de 100 mm (fonction de la réserve utile du sol) compté à partir du 1^{er} octobre (calé sur l'année hydrologique de septembre à septembre). Pendant cette période (octobre-novembre-décembre), le coefficient de restitution de la pluie par le réseau de drainage est d'environ 30-40 %.

Suit la phase de saison de drainage intense (janvier-mi-mars) pendant laquelle, l'ETP¹¹ étant très limitée, toute pluie est convertie en drainage. De ce fait, le ruissellement est fortement diminué (d'un facteur 10 ; Augéard *et al.*, 2005 ; Kao *et al.*, 1998)). Le coefficient de restitution est supérieur à 80 %.

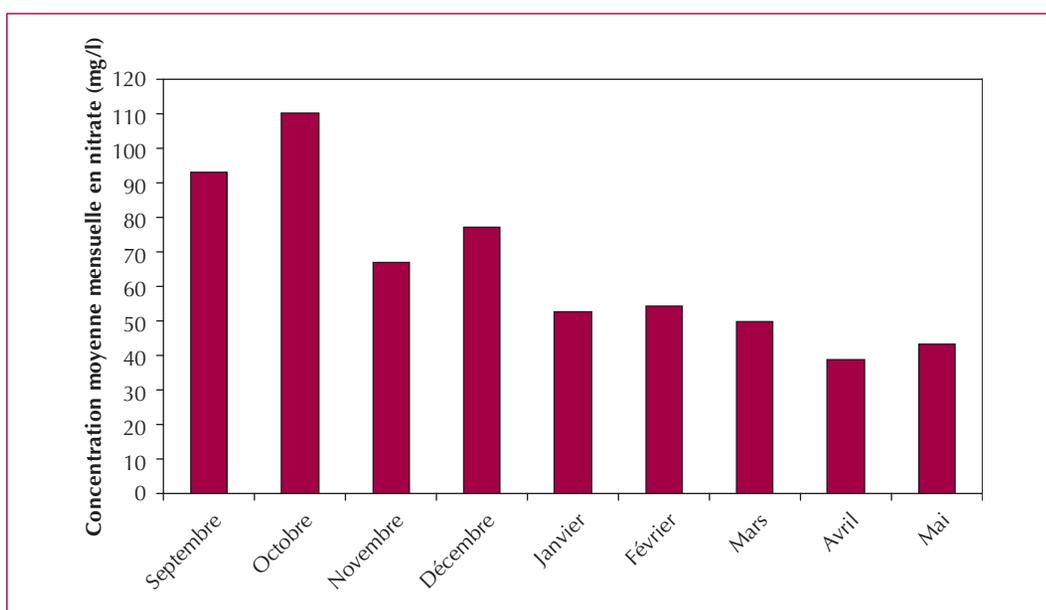
Enfin, une troisième phase correspond à la période printanière avril-mai pour laquelle les écoulements sont très aléatoires et fortement dépendants de la pluviométrie.

Le cumul annuel des eaux drainées s'échelonne, selon la pluviométrie, de 50 à 500 mm, avec une moyenne interannuelle de 220 mm (sites de La Jaillière et d'Orgeval).

► Figure 3 – Schéma d'un système drainant.

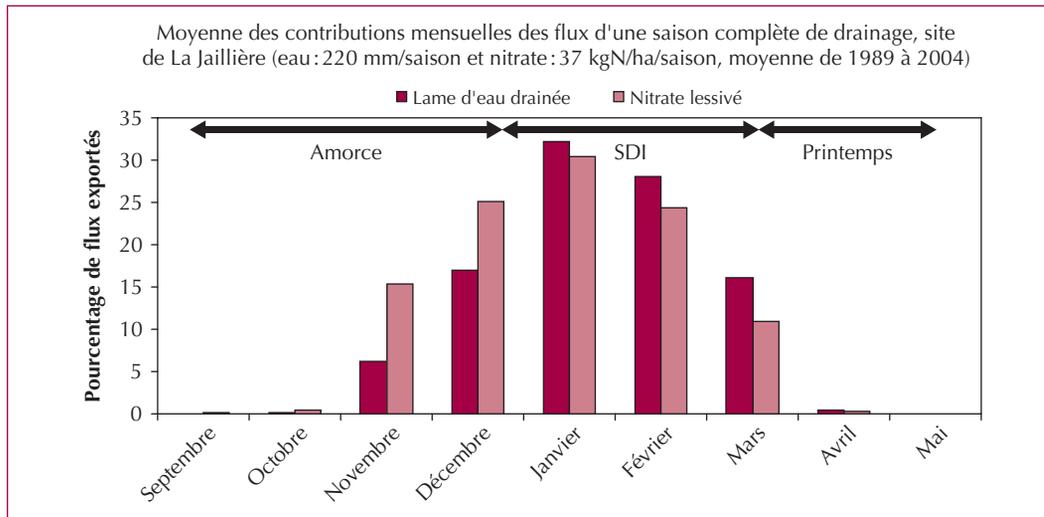


► Figure 4 – Moyenne mensuelle des concentrations en nitrate en sortie de parcelle drainée, calculée sur la période 1988-2004, site de La Jaillière, Arvalis (en concentration moyenne de flux mensuel).



Saisonnalité des exportations de nitrate

Le bilan des mesures effectuées sur les parcelles expérimentales de La Jaillière (figures 4 et 5) montre une saisonnalité marquée et reproductible des exportations de nitrate. Pendant la phase



◀ Figure 5 – Contribution mensuelle des flux d'eau et de nitrate rapportée aux flux annuels à partir du suivi expérimental de La Jaillière (Arvalis) de 1988 à 2004.

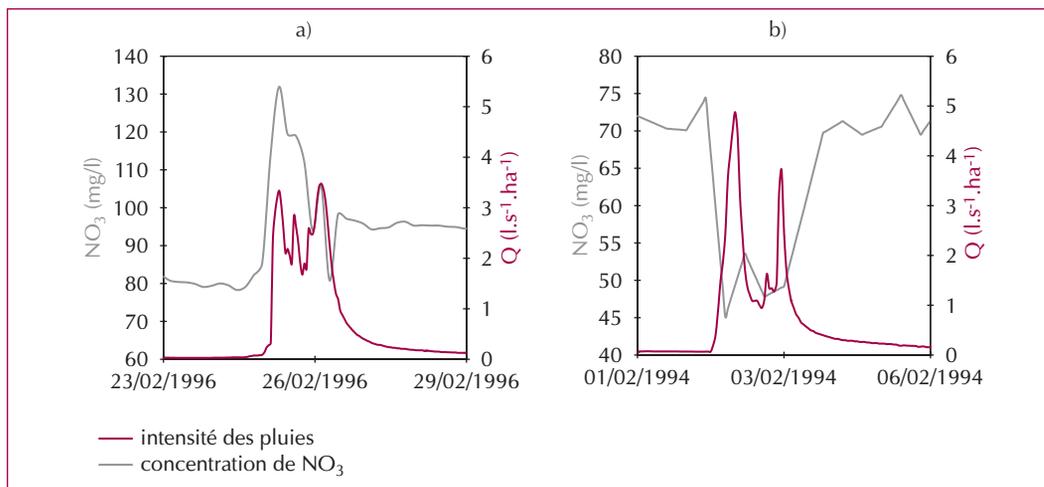
d'amorce du drainage, les concentrations sont généralement élevées, provenant de la minéralisation automnale et des reliquats d'azote en entrée d'hiver (REH). Ainsi un volume réduit d'écoulement (25 %) exporte plus de 45 % de l'azote. Les flux d'eau sont caractérisés par de fortes concentrations en nitrate (> 90 mg/l, pouvant atteindre des pics mesurés, en début d'écoulement, à 160 mg/l). Pendant la saison de drainage intense, 60 % des flux d'eau (calculé sur l'ensemble de l'année) exportent 55 % des flux de nitrate. Cette phase du drainage contrôle la concentration moyenne de flux annuel¹² (environ 50-70 mg/l). Notons qu'un suivi de terrain, sur un mois pendant cette période, permet d'évaluer le flux total annuel. Enfin, les écoulements de printemps peuvent montrer des exportations de l'ordre

de 10-15 % selon les années et les pratiques (apport de fertilisant pendant ou hors période d'écoulement). Les concentrations moyennes de cette période sont de l'ordre de 30 à 40 mg/l. Le stock lessivable ayant été principalement exporté pendant les précédentes phases, la concentration est alors plus faible.

Typologie concentrations-débits

Ces variations de concentration au cours de l'année s'expliquent par la présence de nitrate dans différentes couches du sol. En effet, nous observons deux types distincts de comportement des concentrations en fonction des débits (figure 6) :
 – entrainement du stock de nitrate de la couche de surface (dû à un apport par fertilisation ou à une

12. La concentration moyenne de flux annuel correspond au rapport flux annuel sur écoulement annuel (mg.l⁻¹).



◀ Figure 6 – Exemple de typologie de lessivage : a) comportement type entrainement sur la crue du 25 février 1996 ; b) comportement type dilution sur la crue du 2 février 1994 (données du site de La Jaillière, Arvalis).

production par minéralisation), soit au moment de la reprise des écoulements en automne, soit après les périodes de fertilisation au printemps ;

– dilution du stock de nitrate dans les couches plus profondes par les eaux de pluie qui s'infiltrent depuis la surface pendant la saison de drainage intense. Cette typologie est reproductible toutes les années et quel que soit le site d'observation (Arlot, 1999).

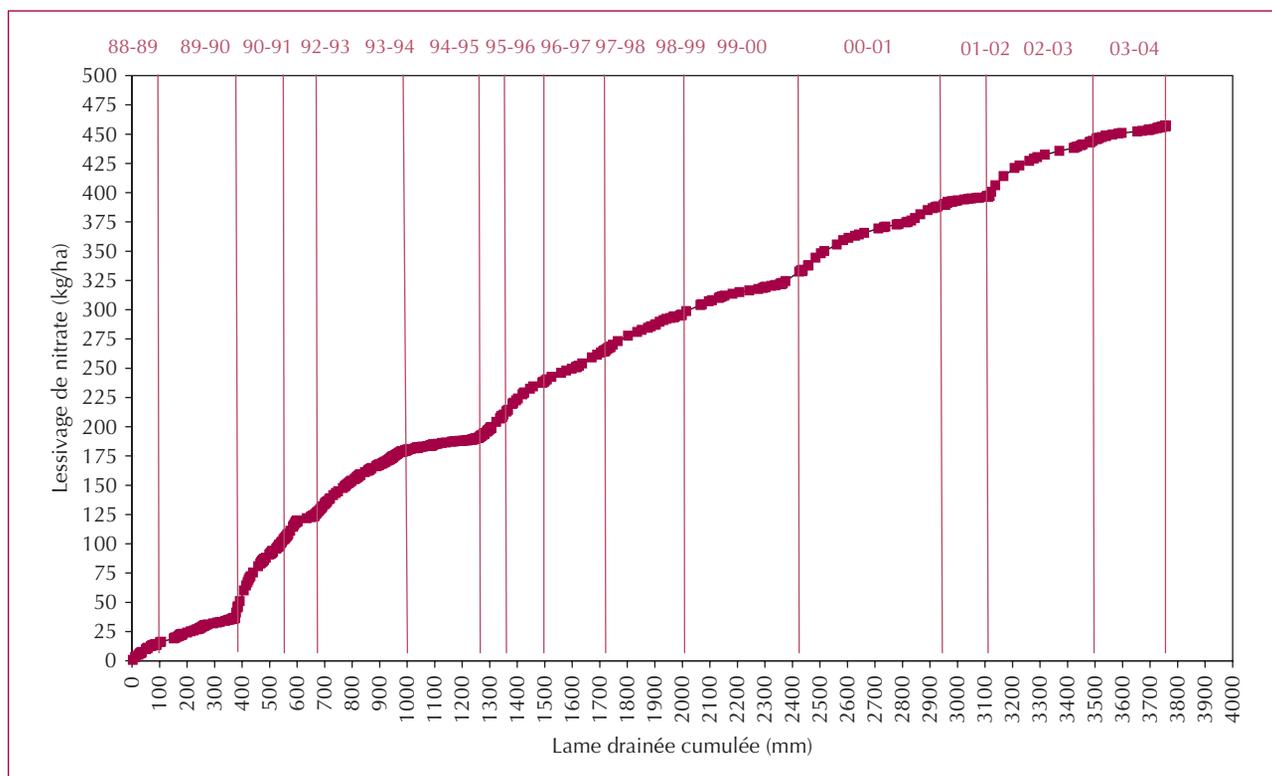
Cycle de lessivage

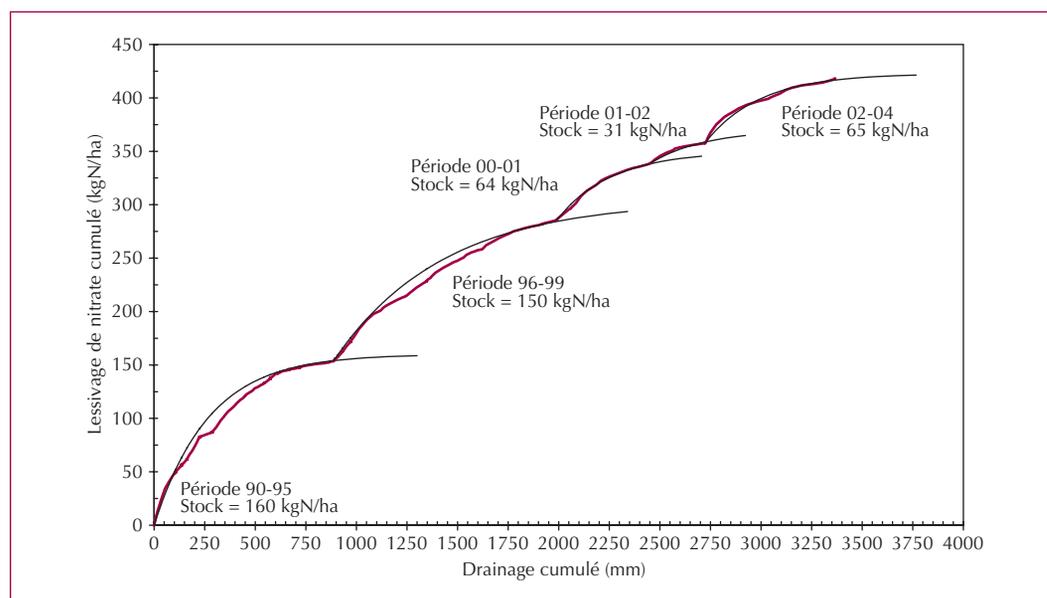
En passant en courbe de double cumul (le flux de nitrate cumulé sur plusieurs années en fonction de la lame d'eau drainée cumulée), on observe de la même manière une invariance de comportement de lessivage mais à l'échelle interannuelle. En effet, nous observons des courbes de forme asymptotique, parfois tendant vers des formes linéaires, qui s'enchaînent par période de quelques années (figure 7). Ces courbes peuvent être représentées par des courbes exponentielles dont la pente dépend du stock lessivable (figure 8). La succession de courbes montre des ruptures brusques qui correspondent à un renouvellement de stock d'azote lessivable. Ces changements coïncident généralement soit avec des périodes de

sécheresse, soit avec des accidents de fertilisation (apport massif de matière organique type fumier). Ceci nous permet d'introduire la notion de cycle pluriannuel de lessivage. Un cycle normal a une durée de 5 ans, soit en moyenne 1 000 mm drainée. Cette durée de 1 000 mm d'eau drainée s'explique hydrauliquement par le temps de parcours du nitrate entre la zone de l'interdrain (à 5 m, en surface) jusqu'au drain (à 90 cm de profondeur). Ces résultats ont été validés expérimentalement par Arlot (1999) et Paris (2004).

Le lessivage de nitrate associé à ces cycles pluriannuels dépend en fait des stocks initiaux présents dans le sol. Sur la figure 8, nous avons reconstitué un stock théorique de nitrate dans le sol afin de reproduire les allures exponentielles observées. Le stock varie, en début de cycle, de 160 à 30 kgN/ha/cycle, mais si on considère la durée du cycle, il varie de 15 à 37 kgN/ha/an. Les ruptures dans les cycles correspondent aux années consécutives aux périodes de sécheresses (citons 1990-1991, 1994-1995, 1999-2000...). Ces exportations mesurées en parcelle drainée sont tout à fait comparables à celles calculées par Mariotti (1998) en parcelle cultivée non drainée (38 kgN/ha/an sur 15 ans). Le drainage agricole

▼ Figure 7 – Courbe de double cumul flux de nitrate cumulé (kgN/ha) et lame d'eau drainée cumulé (mm), pendant la saison de drainage, sur la période 1988 à 2004, site de la Jaillière (Arvalis).





◀ Figure 8 – Courbe de double cumul avec les courbes exponentielles calées (durée du cycle, stock initial) depuis la saison de drainage 1988-89 à 2003-2004, site de la Jaillièrre (Arvalis).

ne modifie pas le bilan azoté d'une culture, mais modifie la perception que l'on peut en avoir du fait d'une mesurabilité aisée.

Maîtrise des transferts

Dans les paragraphes précédents, nous avons vu que les transferts à l'échelle de la parcelle agricole drainée sont liés au régime pluviométrique et au stock d'azote potentiellement lessivable en début de saison de drainage. Nous pouvons ainsi dissocier les phénomènes non contrôlables et non anthropiques des éléments maîtrisables comme la gestion des pratiques culturales.

La pluviométrie et les sécheresses ne sont guère prévisibles. Une sécheresse a pour conséquence une diminution de production végétale, de rendement donc des prélèvements azotés pour une même quantité apportée. Ceci entraîne donc une augmentation de la part d'azote non prélevé et par conséquent du reliquat d'entrée d'hiver dans le sol. En revanche, gérer et optimiser le stock d'azote par le biais de la mesure des reliquats est plus accessible. Il apparaît alors important d'améliorer les pratiques culturales afin de diminuer l'importance de ces reliquats. La prise en compte dans le plan de fertilisation du reliquat d'azote ainsi que le fractionnement des apports permettent de limiter les excès d'azote dans le sol potentiellement lessivable. L'insertion des cultures intermédiaires piège à nitrate (CIPAN) est un très bon exemple de gestion saisonnière

des excédents d'azote en limitant le stock de nitrate potentiellement lessivable au moment de la reprise des écoulements en automne.

Les effets de ces pratiques peuvent s'observer sur l'analyse du suivi pluriannuel de La Jaillièrre. Globalement, sur l'ensemble du suivi soit 15 ans, le lessivage annuel de nitrate est de 27 kg N/ha pour une lame drainée moyenne de 223 mm/an, soit une concentration de flux de 54 mg/l de nitrate. Cependant, on observe deux tendances distinctes et on peut ainsi scinder la période en 2. Sur la figure 8, avant 1999, le lessivage moyen d'azote s'élève à 1,7 kg N/ha/10 mm drainé. Pendant cette période, le lessivage est de 34 kg N/ha, soit une concentration moyenne de flux de 75 mg/l. Après 1999, avec l'introduction des MAE¹³ et des CIPAN, ainsi qu'avec la prise en compte des reliquats dans le plan de fertilisation, les exportations d'azote diminuent à 1 kg N/ha/10 mm. Pendant cette période de 5 ans, les exportations moyennes ont diminué à 26 kg N/ha (-20 %), soit une concentration annuelle de flux de 44,3 mg/l de nitrate. Cette valeur, inférieure à 50 mg/l, permet de remplir les contraintes de la Directive cadre sur l'eau (DCE). En extrapolant, on peut proposer pour une parcelle drainée, sur la base d'un cumul d'eau de drainage de 200 mm, une maîtrise des reliquats à 22 kg N/ha pour atteindre une concentration de flux annuelle inférieure à 50 mg/l.

Les modifications de pratiques apportées dans les deux successions de cultures maïs-blé et

13. Mesures agri-environnementales.

14. Définie comme toute zone ou bande en bordure d'un cours d'eau, incluant les bandes enherbées, boisées, haies.

pois-blé-colza, classiquement menées sur le site de La Jaillière (se reporter à l'annexe en fin d'article, pages 24-25) ont permis de réduire les pertes d'azote d'environ 40 %. La concentration moyenne en nitrate dans les eaux de drainage est en effet passée de 65 mg/l à 39 mg/l dans la succession maïs fourrage-blé et de 68 mg/l à 42 mg/l dans la succession pois-blé-colza-blé. Cette réduction des pertes d'azote a été obtenue tout en maintenant les niveaux de fertilisation azotée et de production des différentes cultures. Ceux-ci ont même été augmentés dans le cas du maïs du fait de l'irrigation.

Processus de transfert dans les bassins amont

La connaissance des exportations au niveau des parcelles agricoles est une première étape mais le devenir et le transfert des nitrates dépendent de l'organisation du bassin versant.

La difficulté à suivre les nitrates dans un bassin versant résulte de l'équilibre entre trois variables : (i) les flux de nitrate dans le cours d'eau, (ii) les taux d'apport atmosphérique ou terrestre ou les taux d'élimination (dissipation) de dénitrification, (iii) le stockage-déstockage dans le bassin versant ou les nappes. Il devient nécessaire de décrire les différents éléments d'un bassin versant et d'estimer l'impact sur les transferts.

Les différents compartiments d'un bassin versant

Un bassin versant est une unité hydrologique définie comme la surface pour laquelle les précipitations sortent en un point nommé exutoire. Cependant, à y regarder de plus près, un bassin versant présente des éléments de paysage bien distincts (figure 9) : citons le réseau hydrographique, les parcelles cultivées, les haies, les bosquets, les forêts, les routes et voies de communication, les zones urbaines. Cette diversité des éléments du paysage influence les transferts et les processus les reliant sont complexes. Ils impliquent des interactions hydrologiques, biologiques et géochimiques qui individuellement sont assez peu connues malgré les efforts de la recherche (Wheater et Beck, 1995).

D'un point de vue typologique, Haag et Kaupenjohann (2001) caractérisent l'ensemble d'un bassin versant selon deux critères : les zones de transfert (appelé corridor ou conduit) et les compartiments de rétention (figure 9).

Les corridors sont associés aux aspects hydrologiques (l'eau est le vecteur du transport) : écoulements préférentiels, macroporosité, drainage, ruissellement et rus. Dans les corridors, les substances comme les nitrates sont entraînés rapidement limitant les processus de transformation (cycle de la matière) et de rétention.

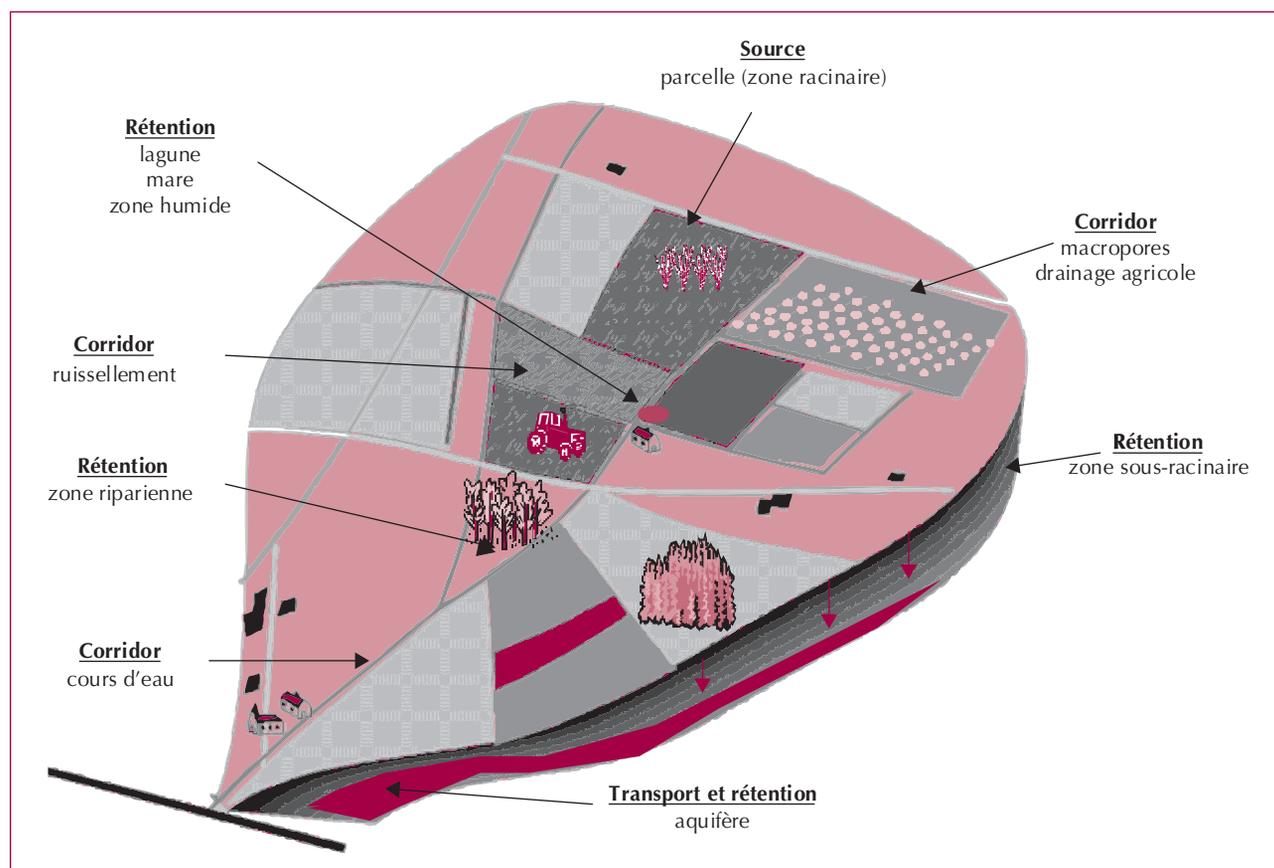
Le compartiment de rétention comme l'interface sol saturé/sol non saturé (les relations sol/nappe ou sol/rivière) ou la végétation riparienne¹⁴ (la ripisylve jouant un rôle dans les relations nappe/rivière) contribue à l'élimination des nitrates. Il y a un consensus général sur les impacts positifs des interfaces ripariennes sur la qualité de l'eau dans les bassins agricoles (Dillaha *et al.*, 1989). Ce compartiment est caractérisé par le temps de rétention et la surface de contact. La rétention et l'élimination des nitrates lessivés ont été mises en évidence dans les différents compartiments, mais la rétention est variable, limitée et imprévisible (Haag et Kaupenjohann, 2001).

À chaque échelle spatiale d'étude, nous trouvons des éléments du paysage associés soit aux zones de rétention soit aux corridors. Dans l'exemple que nous présentons (le bassin versant de l'Orgeval), nous mettons en évidence l'influence de l'occupation spatiale par un changement d'échelle du groupement de parcelles drainées, à l'échelle d'un bassin versant amont de 100 km².

Hydrologie d'un bassin versant

La compréhension de l'hydrologie d'un bassin versant est essentielle pour appréhender les transferts de polluant, et spécifiquement pour les polluants d'origine agricole. L'eau ne circule pas d'une seule manière dans le bassin versant, et c'est l'une des causes des variations des concentrations en nitrate. La qualité d'un cours d'eau est déterminée par un mélange d'eau qui suit différents chemins hydrologiques et biogéochimiques. Les écoulements lents sont généralement associés à des contributions souterraines comme lors des étiages. Les hautes eaux sont issues d'écoulement rapide depuis les compartiments proches de la surface à travers les couches supérieures des sols (ruissellement, drainage).

Or l'origine de l'eau dans le réseau hydrographique contrôle les temps de transfert/de résidence de l'azote dans les différents compartiments, et par voie de conséquence les pertes d'azote au sein du bassin versant. Le chemin hydraulique



▲ Figure 9 – Représentation schématique d'un bassin versant agricole amont.

de l'eau influence fortement les processus biogéochimiques de l'azote : dénitrification¹⁵ dans les sols anoxiques, les sédiments benthiques, les zones hyporhéiques, les zones ripariennes, les zones humides et les aquifères. (Harvey *et al.*, 1996 ; Hill, 1996). Le temps de séjour de l'eau qui est fortement corrélé au débit, a été identifié comme un élément important de prédiction des pertes d'azote dans les cours d'eau et réservoirs. Cette corrélation (perte en azote/débit du cours d'eau) a été mise en évidence par Alexander *et al.* (2000). L'auteur montre que les processus d'élimination de l'azote diminuent rapidement avec la taille croissante de la section du cours d'eau, au fur et à mesure que les processus *in stream*¹⁶ deviennent de moins en moins effectifs avec la taille croissante du cours d'eau. C'est pourquoi il est important de favoriser les processus de dissipation le plus en amont possible des bassins versants, quand la taille du cours d'eau est limitée.

Formes de l'azote dans les cours d'eau

Les propriétés physiques et chimiques de cours d'eau influençant les pertes d'azote commencent à être connus mais sont peu quantifiables : concentration en oxygène, matière organique des sédiments benthiques, tirant d'eau, temps de transfert de l'eau, type d'écoulement.

Les formes de l'azote généralement mesurées dans les cours d'eau sont nitrate, ammoniac et azote organique. Les concentrations varient principalement selon l'occupation du sol (source) et les caractéristiques du bassin versant. Les compartiments forêt, zone urbaine, zone d'élevage exportent plus favorablement de l'azote organique (à des concentrations très contrastées). Les zones agricoles, quant à elles, exportent préférentiellement de l'azote minéral sous forme de nitrate. En proportion, dans les bassins versants ruraux drainés, l'azote organique ne représente pas plus de 10 % de l'azote total du cours d'eau

15. La dénitrification correspond à la réduction par des bactéries du nitrate en azote gazeux couplée à l'oxydation de matière organique dans un milieu privé d'oxygène.

16. Dans un cours d'eau, décrit en détail dans Birgand (2000).

(environ 1 mg N-org/l pour une concentration en azote minéral supérieure à 10 mg N-min/l).

Les nitrates, de par leur solubilité, sont d'une part la forme de l'azote la plus présentée et sont surtout très mobiles dans le bassin versant. Une partie de cet azote minéral peut aussi être prélevée par la végétation (en période végétative), une autre subir les processus de dénitrification si les conditions (absence d'oxygène, temps de contact suffisant) sont présentes. Il apparaît alors que le fonctionnement des compartiments corridors et rétention sont étroitement connectés et doivent être abordés conjointement pour optimiser les processus de dissipation.

Les processus mis en jeu

Dans les processus de dissipation de l'azote, il est nécessaire de différencier les processus temporaires (dissipation apparente) des processus d'élimination réelle. Les processus de prélèvement par la végétation, le *turn over* dans la matière organique, le stockage dans les plaines d'inondation et dans les aquifères sont considérés comme temporaires, de quelques jours à quelques dizaines d'année (Mariotti, 1998). *A contrario*, la dénitrification totale, celle qui transforme l'azote en élément simple, permet une élimination de l'azote minéral de l'eau. Cependant, si la réaction n'est pas totale, elle peut engendrer la production de N_2O qui est un puissant gaz à effet de serre.

Nous distinguons deux types de dénitrification :

– dénitrification *in stream* : processus de dénitrification¹⁷ associant le benthos, les biofilms et les sédiments ; les apports de nitrate dans les sédiments benthiques sont contrôlés par la diffusion directe des nitrates au sein de la colonne d'eau, la nitrification de l'ammoniaque est assujettie à la minéralisation de l'azote organique et les échanges d'azote dans le cours d'eau par la zone hyporhéique.

– dénitrification riparienne : processus de dénitrification à travers la zone riparienne lors du transfert de la nappe superficielle vers la rivière.

La zone hyporhéique¹⁸ des cours d'eau joue un rôle clef dans la transformation de l'azote (prélèvement, cycle) et de la rétention (dénitrification) (Alexander *et al.*, 2007). L'azote est en effet exposé à des réactions sur les surfaces benthiques pendant les écoulements.

Les pertes d'azote dans les cours d'eau sont inversement reliées aux dimensions du cours d'eau et

s'échelonnent d'un taux de 0,45/jour (unité de temps de séjour de l'eau) pour un écoulement dans les petits cours d'eau à 0,005/jour dans les grands fleuves (Sauer *et al.*, 2001). Cette différence serait liée à la profondeur, la largeur du cours et ainsi qu'au temps de sédimentation et mise en contact avec les sédiments benthiques. Birgand *et al.* (2007), dans leur revue bibliographique évalue la dénitrification *in stream* entre 350 et 1 250 mg N.m⁻².j⁻¹.

Les interactions

Les interactions entre différentes eaux ou différents milieux sont importantes. Les interactions nappe/cours d'eau contrôlent une partie des concentrations en nitrate. Elles peuvent être positives dans le cas de dilution des eaux de la rivière chargées en nitrate par les eaux de nappe (en phase estivale, nappe soutien aux étiages), puis pendant la recharge de nappe.

Les échanges nappe-rivière ou sol-rivière mettent en évidence l'effet mémoire de l'azote. Des temps de résidence élevés dans les nappes peuvent influencer un signal nitrate dans la rivière pour une longue période. Ce déstockage lent est à opposer à la relative rapidité des transferts en rivière. Les apports des versants se répercutent dans le transfert et contribuent à alimenter les effets mémoires dans l'écosystème (Mariotti, 1998). Cependant, les zones proches du toit de la nappe, dans les zones intermédiaires, de transition (saturée/non saturée), sont les lieux privilégiés des interactions hydrologiques entre les corridors et les zones de rétention. En effet, dans les aquifères ou nappes, la disponibilité de substrat oxydable et le temps de résidence limitent les processus de dénitrification. Mais le transfert d'eau à travers les zones de rétention permet de retrouver les conditions favorables biochimiquement à leur dissipation.

Comme l'eau est entraînée dans le bassin versant, les nitrates sont mis en contact avec les sédiments benthiques à travers la colonne d'eau de façon continue. Le temps de transfert de l'eau dans les cours d'eau gouverne le temps d'exposition de l'azote aux processus d'élimination, incluant la déposition de l'azote particulaire organique, les échanges avec le sol et les eaux de surface (écoulement de la zone hyporhéique) et la diffusion des nitrates dans les sédiments benthiques (Alexander *et al.*, 2000). Bien que le taux d'élimination de l'azote (par unité de temps de séjour de l'eau) diminue significativement avec la taille du cours

17. On considère la dénitrification épilithe, sur la roche et la dénitrification épiphyte, sur les plantes.

18. La zone hyporhéique, littéralement sous l'écoulement, correspond à la zone de sédiment du corridor fluvial, siège des échanges entre eau de surface et eau souterraine.

d'eau, la fraction de l'azote provenant du bassin versant qui est éliminé, augmente avec le temps de séjour qui lui-même est positivement corrélé à la superficie du bassin versant. Avec ces données, Alexander *et al.* (2000) montre qu'un temps de séjour de 7 jours permet d'éliminer plus de 50 % de l'azote du cours d'eau. Pour Hillbricht-Ilkowska (1995), un temps de transfert de l'ordre de quelques jours (entre 5 et 10 jours) est nécessaire pour dissiper 80 % d'azote. Par exemple, les lacs et retenues collinaires peuvent éliminer 50 % d'azote total, dont un tiers en dénitrification et le reste piégé dans les sédiments (Jansson *et al.*, 1994).

Exemple du bassin de l'Orgeval

Sur l'exemple du bassin de l'Orgeval, nous allons décrire les modes de transfert des nitrates et identifier les zones potentielles d'abattement en nitrate.

DONNÉES CLIMATIQUES 2004-2005

Pendant la période d'étude (de janvier 2005 au 31 mai 2006, voire 30 juin 2007), les saisons de drainage ont eu lieu entre le 18 janvier 2005 (suivant un automne particulièrement sec) et le 23 février 2005, soit seulement 33 jours, puis du 17 janvier au 15 avril 2006. Ces deux périodes ne sont pas habituelles. Les saisons de drainage sont généralement plus étendues. Les données relatives à la météorologie des années de suivi sont résumées dans le tableau 2.

DÉBITS MESURÉS

À l'exutoire du sous-bassin agricole, les débits significatifs sont observés durant les périodes

hivernales. Le débit cumulé atteint seulement 2 mm en 2005, 12 mm en 2006 et 51 mm en 2007 (alors que la moyenne interannuelle se situe autour de 200 mm). Il n'y a pas d'écoulement pendant l'été. De très faibles écoulements ont été mesurés dans le sous-bassin forestier pendant la période 2005-2007, 1 mm (alors que la moyenne vaut 100 mm...).

Au niveau du sous bassin M1 (mixte agricole et forestier), l'écoulement devient permanent. Durant la saison hivernale, les débits ne descendent jamais en dessous de 0,01 mm/j. Pendant la période estivale, le maximum de débit vaut 0,1 mm/j. Le débit cumulé sur 2005 est de 7 mm, sur 2006 de 9,5 mm pendant la période humide. Sur l'année, en 2006-2007, le cumul des lames drainées est de 57 mm. En prenant l'occupation du sol au niveau de M1, 50 % sous couvert forestier et 50 % de parcelles agricoles, il apparaît alors une contribution de l'aquifère de Brie de l'ordre de 37 mm. Dès cette échelle-là, les interactions nappe/rivière sont à intégrer dans les bilans.

À l'exutoire de M2, le volume d'eau augmente à 28 mm en hiver et 41 mm en été 2005/2006 sur l'hiver, puis 35 mm en 2006 sur l'hiver. Sur 2007, le cumul est de 183 mm.

Enfin au niveau de M3, le cumul diminue globalement à 20 mm en hiver 2005, 22 mm en été 2006 et 20 mm en hiver 2006, sur 2007, 129 mm. Le débit spécifique diminue donc entre M2 et M3. La structure karstique des couches géologiques provoque des ré-infiltrations des eaux des cours d'eau dans les aquifères.

▼ Tableau 2 – Données climatiques et bilans hydrique et azoté aux différentes échelles, bassin versant de l'Orgeval (Cemagref) : LE : lame d'eau écoulée mm ; Cmoy : concentration moyenne en nitrate mg/l NO₃ ; Fl : flux kgN/ha.

Sous-bassin		Été 2005			Hiver 2005-06			Été 2006			Hiver 2006-07		
Pluviométrie (mm)	ETP (mm)	372	648		229	84		266	543		267	93	
	Surface (ha)	LE mm	Cmoy mg/l	Fl kg/ha	LE mm	Cmoy mg/l	Fl kg/ha	LE mm	Cmoy mg/l	Fl kg/ha	LE mm	Cmoy mg/l	Fl kg/ha
Ag	130	0,35	49,6	0,03	11,8	92,5	2,5	0,8	79,5	0,14	50,8	105,9	12,1
F	70	0											
M1	960	6,5	5,4	0,08	19,3	26,23	1,14	8,4	12,4	0,23	46,4	34,7	3,63
M2	4 570	29,5	43,7	2,9	66,7	54,8	8,25	40,6	50	4,57	138,7	54	16,9
M3	10 400	15	33,1	1,12	41	46,8	4,28	20	41,6	1,86	110,7	48,3	12,1

Sur les trois échelles, les suivis montrent que sur l'année, les écoulements des cours d'eau proviennent des réseaux de drainage (< 20 % pour la période considérée) et des aquifères (> 80 %). Les contributions des aquifères correspondent à un stockage temporelle des précipitations avec une redistribution différée, d'où une notion de décalage dans le temps (de quelques mois, pour les écoulements estivaux, à plusieurs années selon la spatialisaton des aquifères).

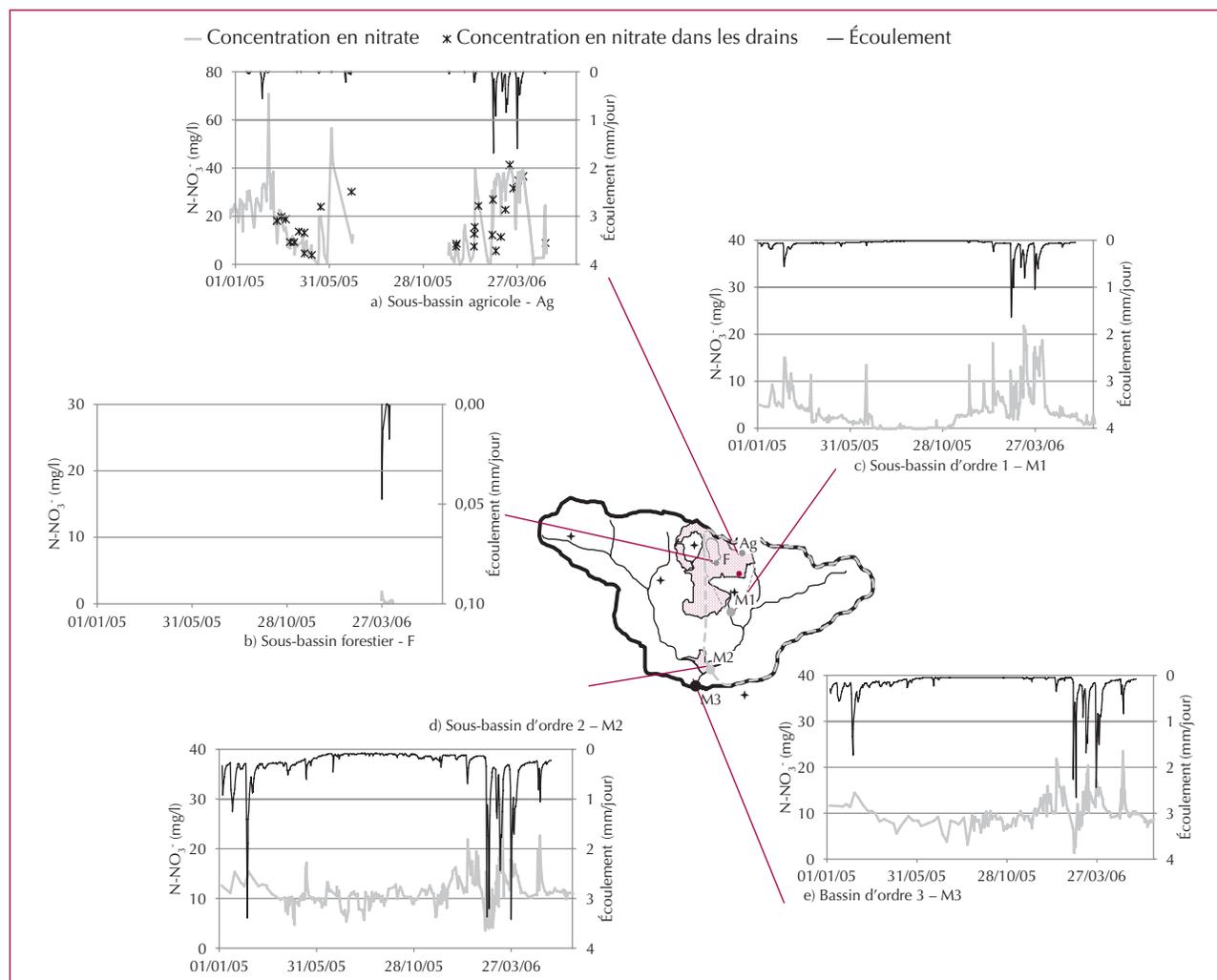
▼ Figure 10 – Données mesurées à l'exutoire des bassins versants emboîtés de l'Orgeval pendant les saisons 2004-2005 et 2005-2006 (Cemagref).

SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Sur le bassin de l'Orgeval, les concentrations moyennes en nitrite, ammoniacque et en azote organique n'excèdent pas 1,2 mg N/l, alors que les concentrations moyennes en nitrate sont de l'ordre de 12 mg N/l ; ce qui signifie que la concentration en nitrate correspond à 90 %

du signal azote à l'échelle du bassin versant en moyenne sur l'année.

Les concentrations en nitrate du sous-bassin agricole sont la plupart du temps supérieures à la norme européenne de qualité des eaux à destination humaine (50 mg/l de NO_3^- ou 11,2 mg/l de N-NO_3^- ; figure 10). La signature des eaux de drainage est caractérisée par une grande variation des concentrations en nitrate de 0 à 280 mg/l. Les concentrations à la sortie des tuyaux de drainage, pour des groupements de parcelles allant jusqu'à 100 ha, sont généralement proches de celles observées à l'échelle de la parcelle (1 ha). La concentration moyenne de flux du sous-bassin agricole est de 133 mg/l en hiver 2005 et de 115 mg/l en hiver 2006. Les concentrations en sortie du sous-bassin forestier n'excèdent pas



celles des précipitations. Ce qui montre que le sous-bassin forestier n'exporte pas plus de nitrate que les eaux de pluie.

L'observation des chroniques de concentration aux différents ordres de Stralher (sous-bassins M1, M2, M3) montre que l'amplitude des variations des concentrations en nitrate s'atténue d'amont en aval (figure 10). Les extrêmes sont mesurés à la sortie des parcelles agricoles (figure 10). Au niveau de M1, les concentrations (en moyenne de 20 mg/l) sont généralement inférieures à celles observées en amont mais supérieures à M2. Durant la saison de drainage, les concentrations suivent les mêmes tendances. Cependant, pendant la période estivale, il n'est pas rare d'observer des concentrations à M1 en dessous de 1,7 mg/l pour un débit inférieur à 10 l.s⁻¹.

Aux ordres supérieurs M2 et M3, les concentrations moyennes sont plus élevées pour atteindre 50 et 44 mg/l) et ne descendent jamais en dessous de 6,6 mg/l. Ce niveau de concentration confirme la forte contribution des aquifères dont la concentration en nitrate varie peu comparativement aux concentrations des eaux de drainage.

PROFIL EN LONG¹⁹

Dans les zones agricoles sans zone d'interface, l'évolution des nitrates est plutôt croissante d'amont en aval. En revanche, dans les zones avec interface (que ce soit une forêt ou une ripi-

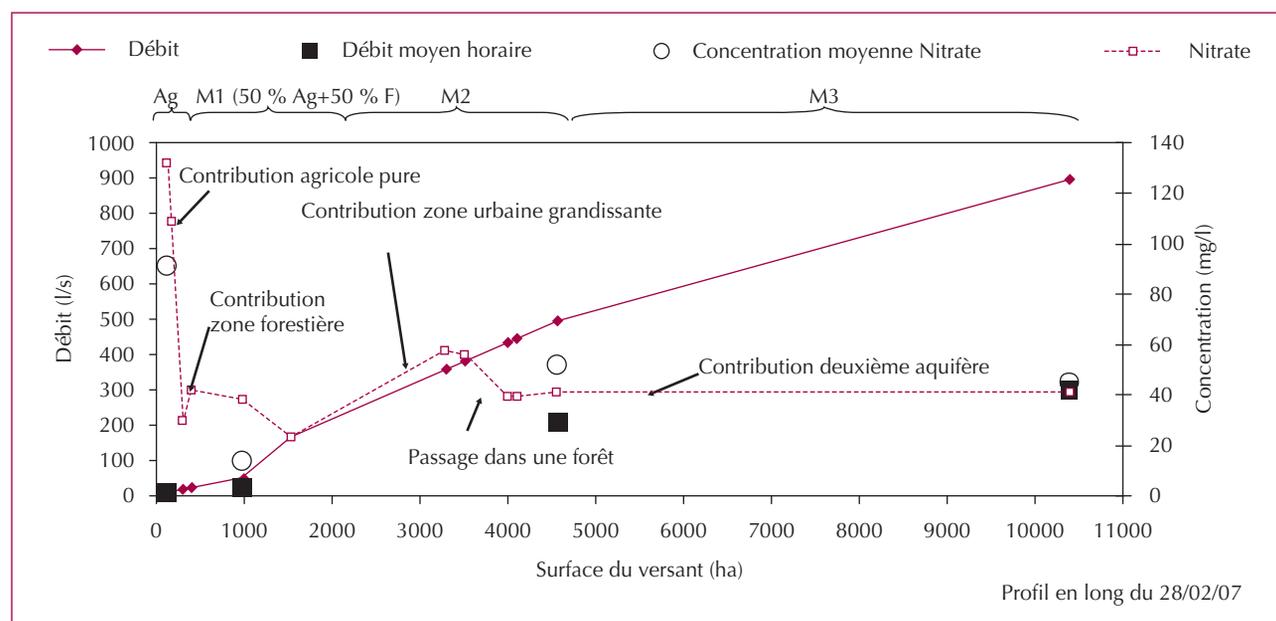
sylve pouvant être considérée comme une zone riparienne), les concentrations diminuent. Ce phénomène peut alors être attribué à la dilution ou à la dénitrification. Parce que l'écosystème forêt est limité en nitrate (les nitrates des eaux de pluie constituent la seule source externe de la forêt), les sous-bassins forestiers sont capables de stocker potentiellement une quantité considérable de nitrate dans la biomasse et les sols, mais ce stockage dépend fortement de l'hydraulique. Le passage par une forêt modifie alors le signal nitrate, soit en diluant, soit en favorisant les processus de dénitrification. Seul un calcul de flux peut lever l'interrogation.

L'analyse des flux de nitrate aux différentes échelles montre qu'entre l'exutoire des drains et l'exutoire du bassin versant M3, de nombreux processus d'élimination des nitrates se produisent sur une gamme variant de 3 à 71 %. Déterminer la part des processus de dénitrification (*in stream* et riparien) de la rétention dans les aquifères n'est pas aisée. Considérant le linéaire de ripisylve et de cours d'eau traversant une forêt (respectivement un tiers du linéaire total pour chaque), les phénomènes de dénitrification ne sont pas négligeables.

Sur le bassin du Grand-Morin qui intègre le bassin de l'Orgeval, Flipo (2005) a estimé les processus de dénitrification *in stream* à 520 mg N.m⁻².j⁻¹, soit sur le bilan d'azote annuel une estimation de 20 à 30 %.

19. Le profil en long est un suivi de terrain qui consiste à mesurer conjointement les débits et les concentrations en nitrate le long d'un linéaire de cours d'eau, sur un laps de temps court (par exemple une journée).

▼ Figure 11 – Débits et concentrations mesurés (en fonction de la surface du bassin versant croissante) lors d'un profil en long sur le bassin versant de l'Orgeval en date du 28/02/07 (Cemagref).



Maîtrise des transferts

La maîtrise des transferts nécessite une réflexion :

- sur les objectifs à fixer en matière de limitation des flux (pendant les crues, 10 % du temps ou les débits de base 90 % du temps) ;

- sur les actions, aménagements, mise en valeur des éléments du paysage.

En termes d'action (tableau 3), les programmes basés sur la seule réduction des intrants (scénario 2), même s'ils contribuent à diminuer la concentration moyenne annuelle des nitrates dans les cours d'eau, ne permettent pas d'atteindre des concentrations en sortie de parcelles inférieures à 50 mg/l.

Il apparaît alors nécessaire d'associer des mesures complémentaires afin de prendre en compte les éléments du paysage et de modifier sa structure pour bénéficier à moindre coût des prédispositions naturelles des zones d'interface dans l'élimination des nitrates.

Partant du constat que la profondeur et la vitesse dans une section de cours d'eau augmentent d'amont en aval, le temps de transfert de l'eau par unité de longueur de cours d'eau diminue. Il est donc important d'agir sur les petites sections des cours d'eau en favorisant les échanges avec les zones hyporhéiques (incluant les sédiments benthiques) et les zones tampons ripariennes. Les zones ripariennes font le lien entre les sols cultivés et les cours d'eau. Elles peuvent contribuer à modifier, incorporer, diluer ou concentrer les polluants d'origine agricole avant qu'ils n'atteignent le système lotique (le cours d'eau). De

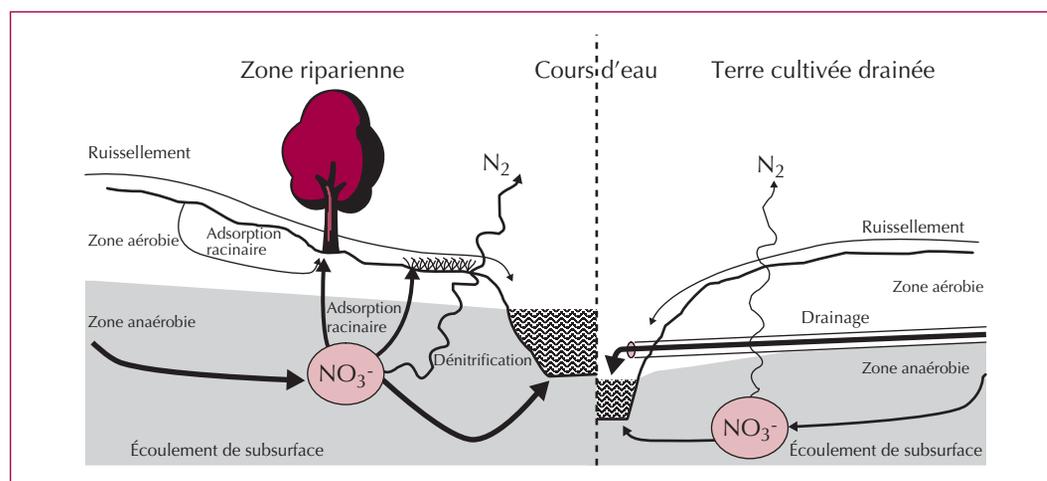
plus, ces zones ont un impact sur la biodiversité en contrôlant la température et favorisant les habitats, assurant la stabilité des berges, ainsi que sur l'apport en matière organique.

C'est dans ce sens (scénario 3) que le décret n° 2005-634 du 30 mai 2005 (article 1^{er} IV) met en avant l'obligation, en bordure des cours d'eau, de maintenir l'enherbement des berges, les surfaces en herbe, haies ou arbres et tout aménagement continuant à limiter le transfert d'azote vers les eaux superficielles pour la préservation de la qualité de l'eau. Pour la zone riparienne, un consensus sur la largeur des zones tampons préconiserait 10 m de large minimum (Haycock *et al.*, 1993), mais pour une élimination totale, une zone de 30 m est préférable.

Cependant, les zones ripariennes ne sont pas réellement efficaces pour le cas des terres drainées très en amont (figure 12). Une alternative est de rediriger les eaux de drainage dans des zones humides naturelles ou artificielles. Les zones humides de fond de vallon bordent les cours d'eau, généralement sur des sols hydromorphes, en interaction permanente avec une nappe alluviale (Kao, 2002). Les zones humides artificielles sont des bassins ou lagunes construites par l'homme pour reproduire et favoriser les conditions naturelles de dissipation des polluants d'origine agricole. L'efficacité d'une zone humide, qu'elle soit naturelle ou artificielle, dépendra des conditions locales de fonctionnement : positionnement dans le bassin versant, interception des écoulements, gestion hydraulique des temps de résidence favorisant les conditions biogéochimiques de la dénitrification. Une politique volontariste consisterait à s'orienter vers le scénario 4,

► Tableau 3 – Scénarios d'actions selon des objectifs : qualité des eaux, biodiversité, paysage (inspiré de Moreno *et al.*, 2007).

Actions	Objectif qualité de l'eau (critère nitrate)	Aménagement du paysage	Biodiversité
Scénario 1 : statu quo . On ne change rien.	> 50 mg/l	Tout homogène	Faible
Scénario 2 : réduction . On conserve une agriculture intensive mais réduction apport, action de type Fertimieux.	Environ 50 mg/l	Tout homogène	Faible
Scénario 3 : + zone tampon . Bande enherbée, zone riparienne, zone humide artificielle (ratio 1 %).	< 50 mg/l	Création d'hétérogénéité	Diversité
Scénario 4 : + écologique . Création de zone humide (ratio 5 %).	Excellente	Paysage complexe et très hétérogène	Forte diversité



◀ Figure 12 – Cheminement de l'eau et des nitrates dans un système avec zone riparienne, et un système avec drainage (inspirée de Vought *et al.*, 1994).

sans que tous les paramètres n'aient été étudiés. Les recherches actuelles au Cemagref portent sur l'évaluation (efficacité technique, économique et sociologique) de zones tampons humides artificielles dans un ratio inférieur à 1 %. Les résultats sont attendus pour les trois prochaines années.

Conclusions

Les études sur la quantification des transferts de nitrate à différentes échelles spatiales (de la parcelle au bassin versant) permettent d'aborder les aspects dynamiques et ainsi de proposer des actions qu'il faut dès à présent envisager sur plusieurs années. Ceci met en évidence l'intérêt des suivis locaux et des réseaux de mesures sur le long terme (tels que les stations expérimentales, le site de La Jaillière et les bassins versants considérés comme des observatoires en environnement).

Cependant, des questions scientifiques demeurent : quelle est la part de la dilution aux différentes échelles ? Quelle proportion de l'azote est éliminée aux différentes échelles ? Quelles sont les variations saisonnières des processus de dénitrification ? Pour y répondre, la voie isotopique (technique de suivi de la signature isotopique de l'azote) est prometteuse.

Si la Directive cadre sur l'eau requiert un retour au bon état écologique des cours d'eau, atteindre des concentrations en nitrates ou tout autre polluant d'origine agricole à des valeurs typiques

d'un système non perturbé par l'homme est impossible. Cependant, dans un but pratique, réduire l'intensité, l'amplitude et la fréquence des contaminations pour favoriser un équilibre du cours d'eau est quant à lui un objectif réalisable. Ce contrôle nécessite en premier lieu une réduction des quantités des substances à la source et implique aussi une limitation des transferts, soit par un traitement, une conversion ou une dégradation des substances avant leur incorporation dans le cours d'eau.

En termes d'action, la parcelle reste l'unité d'action des agriculteurs ; il est donc important d'insister sur la maîtrise des intrants pour limiter le stock d'azote potentiellement lessivable en jouant sur les pratiques culturales (fractionnement, reliquat entrée hiver) et en prenant en compte les facteurs climatiques sur les bilans.

Au niveau du bassin versant, et dans un souci de complémentarité des actions, il est important d'impliquer tous les acteurs locaux. Les problèmes de pollution diffuse sont apparus parce que l'activité humaine a altéré et dégradé la structure du paysage et augmenté les flux de nitrates dans le bassin versant. Une conquête de la qualité de l'eau passera par une reconquête du paysage. Les remembrements de type environnemental, les SAGE²⁰ peuvent ainsi être planifiés pour remettre en valeur des zones d'interface (zone humide, ripisylve, prairie humide) sans dévaloriser l'activité agricole. □

20. Schémas d'aménagement et de gestion des eaux.

Résumé

Étudier les transferts de nitrate dans un contexte de parcelles drainées permet de mettre en évidence les principaux processus de lessivage. La présence du drain à 1 m de profondeur modifie fortement les chemins d'écoulement de l'eau et des nitrates. Les concentrations mesurées en sortie de parcelle drainée (site de La Jaillière) sont liées à la localisation du stock d'azote entre le drain et l'interdrain. Une approche pluriannuelle introduit la notion de cycle de lessivage dont la gestion du reliquat entrée-hiver est une clef. Au niveau du bassin versant (site de l'Orgeval), la compréhension des concentrations en nitrate est plus complexe : les interactions nappe-cours d'eau-ripisylve s'observent à différentes échelles spatiales. Outre l'adaptation des pratiques culturales pour limiter le reliquat d'azote d'entrée-hiver, la mise en valeur des éléments du paysage pour favoriser les processus d'élimination des nitrates (dénitrification benthique et riparienne) fait partie des pistes pour une maîtrise des flux de nitrates dans le bassin versant.

Abstract

To study the nitrate transfers through of nitrate in a context of subsurface drained plot makes it possible to highlight the main processes of leaching. The presence of the drain pipe at 1 m deep strongly modifies water and nitrates pathways. The concentrations measured at outlet of drained plot (site of Jaillière) are related to the localization of the nitrogen stock between drain and interdrain. A pluri-annual approach introduces the concept of leaching cycle whose nitrate residue management at entry-winter is a key. At watershed scale, (site of Orgeval), the comprehension of the nitrate concentrations is more complex : the interactions between groundwater, river, ripisylve are observed on various space scales. In addition to the adaptation of BMP's at plot scale, the restauration of landscape retention zones facilitates processes of nitrates elimination (benthic and riparian denitrification). Those complementary mitigating solutions make part of nitrate management within a watershed.

Bibliographie

- ALEXANDER, R.-B., BOYER, E.-W., SMITH, R.-A., SCHWARZ, G.-E., MOORE, R.-B., 2007, The role of headwater streams in downstream water quality, *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), p. 41-59.
- ALEXANDER, R.-B., SMITH, R.-A., SCHWARZ, G.-E., 2000, Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico, *Nature*, n° 403, p. 758-761.
- ARLOT, M.-P., 1999. *Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ?*, PhD Thesis, Paris VI, Paris, 446 p.
- AUGEARD, B., KAO, C., LEDUN, J., CHAUMONT, C., NÉDÉLEC, Y., 2005, Le ruissellement sur sols drainés : identification des mécanismes de genèse, *Ingénieries Eau-Agriculture-Territoire*, n° 43, p. 3-18.
- BILLEN, G., GARNIER, J., 1999, Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of the "Riverstrahler" model, *Hydrobiologia*, n° 410, p. 139-150.
- BIRGAND, F., SKAGGS, R.-W., CHESCHEIR, G.-M., GILLIAM, J.-W., 2007, Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments ; A Literature Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(5), p. 381-487.
- DILLAHA, T., RENEAU, R., MOSTAGHIMI, S., LEE, D., 1989, Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control, *Transaction of the ASAE*, n° 32, p. 513-519.

- FLIPO, N., 2005, *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières. Application au bassin du Grand Morin*, 260 p.
- HAAG, D., KAUPENJOHANN, M., 2001, Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe : A critical review of concepts, data, and models for transport and retention, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 86(1), p. 1-21.
- HARVEY, J.-W., WAGNER, B.-J., BENCALA, K.-E., 1996, Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange, *Water Resour. Res.*, n° 32, p. 2441-2451.
- HAYCOCK, N.-E., PINAY, G., WALKER, C., 1993, Nitrogen retention in river corridors. European perspective, *Ambio*, n° 22, p. 340-346.
- HILL, A.-R., 1996, Nitrate removal in stream riparian zones, *J. Environ. Qual.*, n° 25, p. 743-755.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., 1995, Managing ecotones for nutrients and water, *Ecol. Inter.*, n° 22, p. 77-93.
- JANSSON, M., ANDERSSON, R., BERGGEN, H., LEONARDSON, L., 1994, Wetlands and lakes as nitrogen traps, *Ambio*, n° 23, p. 320-325.
- KAO, C., 2002, *Fonctionnement hydraulique des nappes superficielles de fonds de vallée en interaction avec le réseau hydrographique*, Doctorat Sciences de l'eau, ENGREF.
- KAO, C., NÉDÉLEC, Y., ZIMMER, D., 1998, Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields, in : L.-C.B. (Ed) (Editor), *7th International Drainage Symp. Drainage in the 21th century : food production and the environment*, ASAE, Orlando, Florida, USA, p. 258-266.
- MARIOTTI, A., 1998, Nitrate : un polluant de longue durée, *Pour la science*, n° 249, p. 60-65.
- MORENO, D., COMIN, F.-A., PEDROCCHI, C., 2007, Future rural scenarios in Mediterranean Europe : the creation of wetlands in agricultural catchments, in : M.K.a.C.V. Ülo Mander (Editor), *2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control : WETPOL 2007*, University of Tartu, Tartu, Estonie, p. 223-225.
- PARIS, T., 2004, *Étude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement*, Doctorat Hydrogéologie, ENGREF.
- SAUER, T.-J., ALEXANDER, R.-B., BRAHANA, J.-V, SMITH, R.-A., 2001, Chap. 7 : The importance and role of watersheds in the transport of nitrogen, in : R.F.F.a.J.L.H. (Eds) (Editor), *Nitrogen in the environment : sources, problems, and management*, Elsevier Science B.V., p. 147-180.
- SEBILO, M., BILLEN, G., GRABLY, M. AND MARIOTTI, A., 2003, Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system, *Biogeochemistry*, n° 63, p. 35-51.
- STRAHLER, A.-N., 1957, Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions American Geophysical Union*, n° 38, p. 913-920.
- VOUGHT, L.-B.-M., DAHL, J., PEDERSEN, C.-L, LACOURSIERE, J.-O., 1994, Nutrient Retention in Riparian Ecotones, *Ambio*, n° 23, p. 342-348.
- WHEATER, H.-S., BECK, M.-B., 1995, Modelling upland stream water quality : Process identification and prediction uncertainty, in : S.T. TRUGDILL (Editor), *Solute modelling in catchment systems*. Wiley, Chichester, p. 305-324.

Annexe 1 – Exemples d'un changement de pratique sur le site de La Jaillière (Arvalis-Institut du végétal)

Exemple 1 – Rotation maïs fourrage-blé

Au cours de la période 1992-1996, deux parcelles (parcelles 3 et 4) sont en rotation maïs-blé, les cultures de maïs et de blé sont conduites de façon classique en appliquant les pratiques couramment utilisées en région de polyculture élevage :

- la culture de maïs n'est pas irriguée, le rendement varie de 7,7 tonnes de matière sèche à 12,7 tonnes par ha avec un rendement moyen de 10 tonnes ;
- le rendement moyen du blé est de 76 quintaux par ha (61 à 85 q/ha) ;
- les pailles de blé sont exportées ;
- du fumier est apporté à l'implantation du maïs à raison de 30 tonnes par ha en moyenne (27 à 36 t/ha selon les années) ;
- la fertilisation azotée minérale est calculée avec la méthode du bilan, elle est en moyenne de 36 unités pour le maïs et de 175 unités pour le blé ;
- il n'y a pas de culture piège à nitrate implanté entre le blé et le maïs.

Dans ces conditions de culture :

- les reliquats d'azote dans le sol au début de la saison de drainage sont en moyenne de 85 kg/ha après maïs et de 75 kg/ha après blé ;
- les concentrations moyennes en nitrate des eaux de drainage sont de 72 mg/l après maïs pour une lame drainante moyenne de 201 mm et 55 mg/l après blé pour une lame drainante moyenne de 325 mm.

À partir de 1997, certaines pratiques culturales ont été modifiées :

- la culture du maïs est irriguée à raison de 3 tours d'eau de 30 mm en moyenne, le rendement moyen est de 13,5 tonnes de matière sèche par ha (11,4 t à 15,5 t selon les années). L'irrigation du maïs est justifiée par la fréquence des déficits pluviométriques en été. Elle permet d'assurer une production plus régulière en quantité mais surtout en qualité, ce qui est très important pour l'alimentation d'un troupeau laitier ;
- le rendement moyen du blé est de 79 q/ha (72 à 88 q/ha) ;

– les apports de fumier sont fractionnés, 20 tonnes à l'implantation du maïs et 15 tonnes à l'implantation du blé ;

– la fertilisation azotée minérale est en moyenne de 63 unités sur maïs et 144 unités sur blé ;

– des couverts de ray-grass d'Italie ou de repous-ses blé sont cultivés dans les intercultures entre le blé et le maïs.

Avec ces nouvelles pratiques de culture :

– les reliquats d'azote dans le sol au début de la saison de drainage sont de 53 kg/ha après maïs et 44 kg/ha après blé ;

– les concentrations moyennes en nitrate dans les eaux de drainage sont de 51 mg/l après maïs pour une lame drainante de 305 mm et 29 mg/l après blé pour une lame drainante de 289 mm, ce qui fait une diminution respective des concentrations de 29 et 47 % par rapport à la situation initiale ;

– les figures a et b montrent que pour chacune des deux parcelles de la rotation, l'effet des modifications des pratiques est durable dans le temps. En effet, depuis 1997, la quantité d'azote lessivée cumulée en fonction des lames drainantes reste toujours en dessous de la quantité correspondant au seuil de 50 mg/l pour le même volume d'eau drainé.

La concentration moyenne en nitrate des flux cumulés au cours des 7 ou 8 campagnes suivant les modifications des pratiques est de 43 mg/l dans la parcelle 3 et 36 mg/l dans la parcelle 4.

Exemple 2 – Rotation pois-blé puis pois-blé-colza-blé

Dans cette rotation, les pailles sont enfouies et il n'y a pas d'apport de déjections animales.

Au cours de la période 1992-1996, deux parcelles (parcelles 10 et 11) sont en rotation pois de printemps-blé avec une conduite classique des cultures. Il n'y a pas de couvert piège à nitrate entre le blé et le pois de printemps. Les rendements moyens des cultures sont de 49 q/ha pour le pois et 84 q/ha pour le blé. La fumure azotée minérale du blé a été en moyenne de 162 unités/ha.

Dans ces conditions de culture :

– les reliquats moyens d'azote dans le sol au début de la saison de drainage sont de 91 kg/ha après le pois et 80 kg/ha après le blé ;

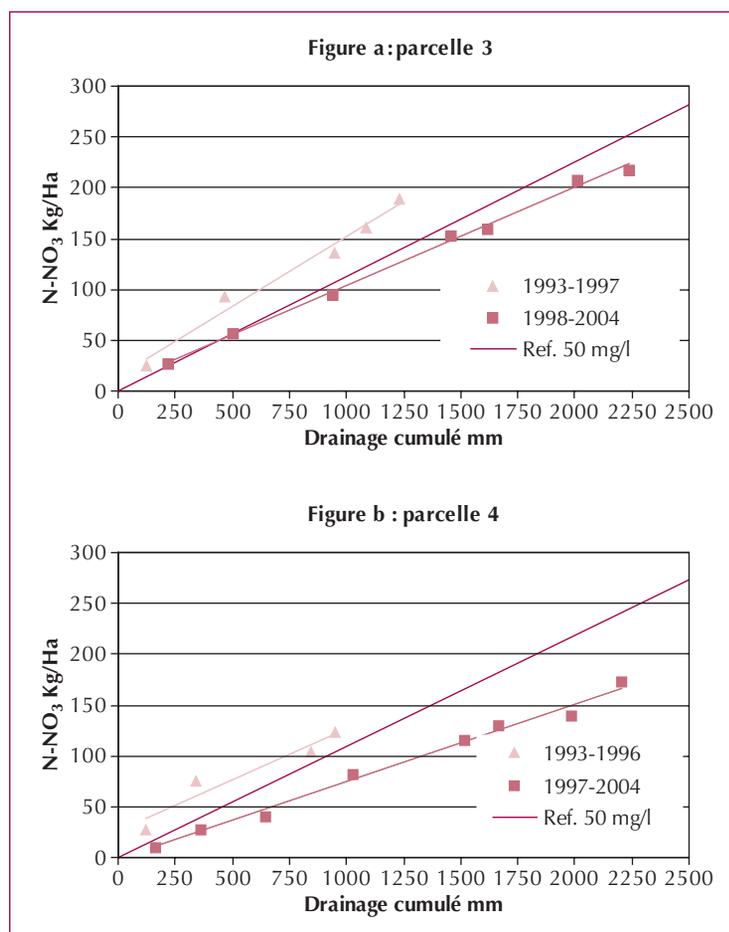
– les concentrations moyennes de nitrate dans les eaux de drainage sont de 68 mg/l après pois pour une lame drainante moyenne de 235 mm et de 66 mg/l après blé pour une lame drainante de 340 mm.

À partir de 1997, la rotation a été modifiée avec l'introduction du colza

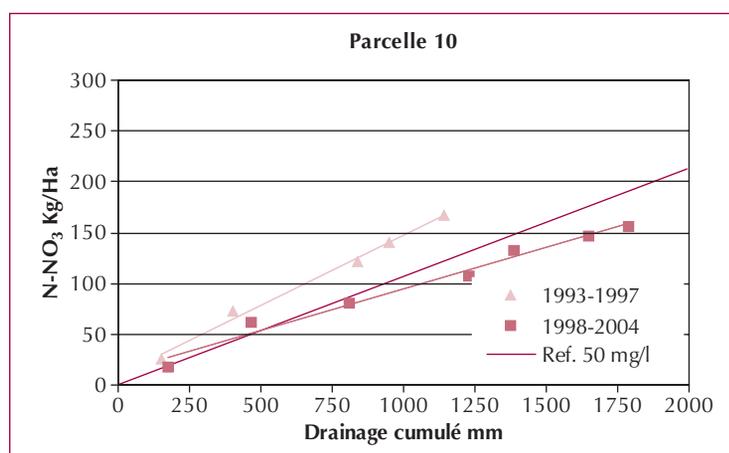
La culture de pois de printemps a été remplacée par une culture de pois d'hiver. Puis des couverts pièges à nitrate sont systématiquement cultivés entre deux cultures, sauf entre le blé et le colza qui est implanté tôt (fin août-début septembre). Les couverts pièges à nitrate sont les repousses de colza entre le colza et le blé, les repousses de blé entre le blé et le pois d'hiver et une moutarde entre le pois d'hiver et le blé. Le rendement moyen des cultures est de 31 q/ha pour le colza, 35 q/ha pour le pois d'hiver et 80 q/ha pour le blé. La fertilisation azotée moyenne du colza a été de 142 unités/ha et celle du blé de 151 unités/ha.

Dans ces conditions de culture, les pertes d'azote sont maîtrisées sous la culture du colza et sous les cultures de blé après repousses de colza ou moutarde. Les concentrations moyennes en nitrate dans les eaux de drainage sont respectivement de 21 mg/l pour 200 mm d'eau drainée et 32 mg/l pour 320 mm d'eau drainée. Sous la culture du pois d'hiver, la concentration moyenne en nitrate est de 54 mg/l pour 291 mm d'eau drainée.

Comme pour la rotation maïs fourrage-blé, la figure c montre que pour la rotation pois-blé-colza-blé, l'effet des modifications de pratiques est durable dans le temps. La concentration moyenne en nitrate des flux cumulés au cours des 7 ou 8 campagnes qui suivent les modifications de rotation et de pratiques est de 41 mg/l pour la parcelle 10.



▲ Figures a et b – Azote lessivé cumulé dans les deux parcelles de la rotation maïs-blé au cours des deux périodes d'étude.



▲ Figure c – Azote lessivé cumulé dans la rotation pois-blé-colza-blé au cours des deux périodes d'étude.