

## AGRICULTURE

Comportement de l'azote dans une rivière drainant un bassin versant agricole excessivement fertilisé

## EAUX USÉES

Désinfection photochimique des eaux usées par la porphyrine tetra-méso-cationique ( $T_4MP_YP$ )



## Comportement de l'azote dans une rivière drainant un bassin versant agricole excessivement fertilisé

G. Gangbazo\*<sup>1</sup>  
D. Cluis<sup>2</sup> et  
E. Buon<sup>2</sup>

*Nitrogen behaviour in stream water from an excessively-fertilised agricultural watershed***Résumé**

Les données des trois premières années (1997-1999) d'un projet de suivi à long terme de la qualité et de la quantité de l'eau dans le bassin de la rivière Boyer Nord (29,8 km<sup>2</sup>) au sud-est du Québec (Canada) ont été exploitées pour estimer les concentrations et les charges de différentes formes d'azote selon les saisons et les épisodes météorologiques. Les cultures et la forêt occupent respectivement 46,4 % et 54,6 % de la superficie du bassin. Les principales cultures sont les fourrages (32,7 % de la superficie), le maïs (7,89 %) et les céréales (5,62 %). Les élevages sont intensifs, avec une densité d'environ 3 unités animales (UA)/ha; ils comprennent surtout du porc (56,8 % des UA) et des bovins laitiers (22,4 %). Les sols sont excessivement fertilisés, l'excédent des apports de N (engrais inorganiques et fumiers) par rapport aux prélèvements par les cultures s'élève à 27,3 kg N/ha. La rivière était équipée pour la mesure du débit journalier sur une base continue et l'échantillonnage intensif de l'eau (proportionnellement au débit) à longueur d'année. De plus, des échantillons ponctuels étaient prélevés manuellement sur une base hebdomadaire. Les échantillons ont été analysés pour déterminer les concentrations d'azote total (NT), azote ammoniacal (N-NH<sub>3</sub>), et de nitrates (N-NO<sub>3</sub>). À cause de la petite superficie du bassin versant, les débits de la rivière étaient étroitement associés aux événements de pluie, et les concentrations journalières d'azote ont varié beaucoup d'un événement à l'autre. Les concentrations médianes saisonnières de N-NH<sub>3</sub> étaient deux fois plus élevées pendant l'hiver 1998 (0,13 mg/L) que pendant les autres saisons (0,05 mg/L). Par contre, les concentrations médianes saisonnières de N-NO<sub>3</sub> étaient plus élevées à l'automne avec 3,70 mg/L en 1998 et 4,80 mg/L en 1999, et plus faibles en été avec 2,02 mg/L en 1998 et 1,50 mg/L en 1999. Les charges moyennes annuelles d'azote étaient 30,0 kg NT/ha, 3,32 kg N-NH<sub>3</sub>/ha et 23,3 kg N-NO<sub>3</sub>/ha. L'azote ammoniacal était exporté surtout au printemps avec 90 % et 65 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement. Il en était de même pour les nitrates avec 60 % et 43 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement. Les nitrates ont représenté la majeure fraction de la charge annuelle d'azote total, soit 75 % en 1998 et 80 % en 1999. La charge annuelle d'azote total exporté a été légèrement plus élevée que l'excédent appliqué aux cultures, ce qui suggère des flux à peu près équilibrés entre les entrées et les sorties, avec un transfert relativement rapide de l'azote soluble par ruissellement de surface et par les drains souterrains.

MOTS CLÉS : pollution diffuse agricole, qualité de l'eau des rivières, azote total, azote ammoniacal, nitrates.

**1. Introduction**

L'agriculture intensive est une source importante de contamination de l'eau de surface au Québec. Les concentrations médianes annuelles d'azote ammoniacal (N-NH<sub>3</sub>) et de nitrates (N-NO<sub>3</sub>) dans nos rivières sont 5 et 7 fois plus élevées en milieu agricole qu'en milieu forestier; en 1995, l'activité agricole

**Abstract**

Data from the first 3 years (1997-1999) of a long-term water quality and quantity monitoring project in the Boyer Nord river watershed (29.8 km<sup>2</sup>) in south-eastern Quebec (Canada) were used to estimate the concentrations and loads of nitrogen species according to seasons and meteorological events. Land-use was 46.4 % agricultural and 54.6 % forest. Main crops were forage (32.7 % of watershed area), corn (7.89 %) and cereals (5.62 %). Animal production is intensive with a density of about 3 animal units (AU)/ha; it consists mainly of hogs (56.8 % of AU) and milk cows (22.4 %). Soils were highly fertilised, the excess of inorganic fertiliser plus manure-N supply over crop uptake amounts to 27.3 kg N/ha. The river was equipped for continuous daily flow recording and intensive (flow proportional) sampling year round. Additional grab samples were collected weekly by hand. Water samples were analysed for total-N (TN), ammonia-N (NH<sub>3</sub>-N), and nitrate-N (NO<sub>3</sub>-N) concentrations. Due to the relatively small area of the watershed, river flow was closely associated with precipitation events, and daily N concentrations varied greatly according to runoff events. Median daily NH<sub>3</sub>-N concentrations were twice higher in winter 1998 (0.13 mg/L) as during the other seasons (0.05 mg/L). However, median daily NO<sub>3</sub>-N concentrations were maximal in fall with 3.70 mg/L in 1998 and 4.80 mg/L in 1999, and minimal in summer with 2.02 mg/L in 1998 and 1.50 mg/L in 1999. Mean annual nutrient loads were 30.0 kg TN/ha, 3.32 kg NH<sub>3</sub>-N/ha and 23.3 kg NO<sub>3</sub>-N/ha. Ammonia-N was exported mainly in spring with 90 % and 65 % of annual load in 1998 and 1999 respectively. Nitrate-N was also exported mainly in spring with 60 % and 43 % of annual load in 1998 and 1999 respectively. Nitrate-N consisted of a major fraction of annual total-N load with 75 % in 1998 and 80 % in 1999. Annual Total-N load exported was fairly higher than excess-N input, suggesting rather equal fluxes between inputs and outputs with relatively rapid soluble N transfers by surface runoff and subsoil drainage systems.

KEYWORDS: agricultural non-point pollution, river water quality, total nitrogen, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen.

contribuait entre 70 % et 90 % des flux d'azote total dans certains bassins versants (Gangbazo et Babin, 2000). Entre 1979 et 1994, la concentration de nitrates a même augmenté significativement dans plusieurs rivières, et ce malgré l'existence de programmes d'assainissement urbain et agricole (Painchaud, 1997). Dans le domaine agricole en particulier, un des plus importants

<sup>1</sup> Ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur municipal, 675 boul. René Lévesque Est, 8<sup>e</sup> étage (B-42), Québec, QC, Canada G1R 5V7

<sup>2</sup> Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, suite 105, Sainte-Foy, QC, Canada G1V 4C7

\* Pour correspondance et demande de tiré à part : Tél (418) 521-3885, poste 4718; courriel : georges-gangbazo@menv.gouv.qc.ca

programmes d'assainissement mis en œuvre au Québec (le Programme d'Aide à l'Amélioration de la Gestion des Fumiers – PAAGF) a eu des résultats mitigés sur la qualité générale de l'eau (Gangbazo et Painchaud, 1999). Ce programme était axé sur l'entreposage des fumiers. Les expériences pilotes faites au Québec, comme ailleurs, prouvent que le contrôle des pratiques de fertilisation et de travail du sol sur une grande proportion du territoire agricole ciblé au préalable est nécessaire pour améliorer significativement la qualité générale de l'eau à moyen et long terme.

Depuis quelques années, la question de la coexistence entre l'agriculture et les autres activités humaines alimente fréquemment la manchette des journaux. Dans la plupart des cas, c'est la problématique des mauvaises odeurs qui soulève les passions. Il ne faut cependant pas oublier que 80 % de la population dépend des eaux de surface pour son alimentation, et que les municipalités dépensent d'importantes sommes d'argent pour les rendre propres à la consommation. Grâce au réseau-rivières du ministère de l'Environnement, on constate que dans certains cas, la source de la pollution agricole mesurée à une station d'échantillonnage donnée est souvent limitée à un ou deux petits affluents qui drainent des terres agricoles situées en amont. Ce qui est d'autant plus préoccupant, c'est que la situation risque de perdurer parce que les sols agricoles réagissent très lentement, de l'ordre de la dizaine d'années, aux efforts de dépollution (par exemple, la réglementation visant à contrôler la fertilisation excessive des sols). Actuellement, la quantité d'azote appliquée aux cultures en excès des besoins agronomiques s'élève à 90 kg N/ha dans certains bassins versants (Nolet *et al.*, 1998). Cette valeur est élevée, considérant les besoins agronomiques du maïs, un des plus grands consommateurs d'azote, qui sont de 150 kg N/ha. Les reliquats d'azote sont une source de pollution pour les rivières, les lacs et les nappes d'eau souterraine qui alimentent les nombreux puits du milieu rural.

L'azote est un élément nutritif indispensable en agriculture, particulièrement dans les systèmes de production intensive qui reposent sur des apports importants de fertilisants pour obtenir des rendements plus élevés. Les problématiques que soulève la présence d'azote dans l'eau dépendent de la forme sous laquelle il se trouve (ammoniacale ou nitrates).

L'azote ammoniacal se retrouve surtout dans les eaux de surface (rivières et lacs) qu'il atteint par ruissellement. Des concentrations aussi élevées que 2,0 mg N-NH<sub>3</sub>/L ont été mesurées dans l'eau brute d'alimentation humaine (le critère pour cet usage est de 0,5 mg N-NH<sub>3</sub>/L). Des concentrations aussi faibles que 0,02 mg/L peuvent provoquer l'asphyxie chez les poissons (McNeely *et al.*, 1980). Les hausses imprévues de la concentration de N-NH<sub>3</sub> dans l'eau brute d'alimentation augmentent les risques pour la santé publique parce que durant le traitement de l'eau, N-NH<sub>3</sub> réagit avec le chlore pour former des chloramines, qui diminuent le pouvoir de désinfection du chlore et donnent un mauvais goût à l'eau.

Les nitrates se retrouvent surtout dans les nappes d'eau souterraine qu'ils atteignent par l'eau qui s'infiltré dans les sols.

De là, ils peuvent contaminer les rivières en période d'étiage. Toutefois, les concentrations de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sont généralement beaucoup plus faibles dans l'eau de surface que dans l'eau souterraine. Les nitrates constituent un risque pour la santé des nourrissons en provoquant la méthémoglobinémie si leur concentration dépasse 10 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

Dans les revues spécialisées, on retrouve une documentation très élaborée sur le comportement des différentes formes d'azote dans les rivières en milieu agricole. Les informations peuvent varier cependant, car les concentrations et les charges d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement reflètent l'interaction de plusieurs facteurs dont, les sols, les cultures, la gestion de la fertilisation, le climat et la grandeur du bassin versant. Au Québec en particulier, peu de travaux ont été réalisés dans les petits bassins versants représentatifs des productions agricoles à cause des coûts élevés des analyses de laboratoire, des équipements et du personnel que requièrent ces études. Ce manque d'information limite la compréhension de la problématique de la contamination de l'eau par les activités agricoles et peut retarder la mise en place d'approches innovatrices, comme la gestion de l'eau par bassin versant (Gangbazo *et al.*, 1994; 1999).

L'objectif de cet article est d'étudier les comportements de différentes formes d'azote à l'exutoire d'un bassin versant supportant une agriculture intensive typique de la région Beauce-Appalaches caractérisée par une fertilisation excessive et la présence d'un important réseau de drainage souterrain.

## 2. Méthodologie

### 2.1 Description du bassin versant étudié

La rivière Boyer Nord est un affluent de la rivière Boyer (Figure 1). La section étudiée draine une superficie de 29,8 km<sup>2</sup>. Elle s'étend de la tête de la rivière jusqu'à environ 200 m avant sa jonction avec le ruisseau Vallières. La rivière Boyer est située sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent à environ 40 km à l'est de Québec. Elle était bien connue jadis pour sa population d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus morax*), pratiquement disparue aujourd'hui. Le transport des sédiments fins affectant le site de la frayère et la prolifération des algues sont régulièrement cités comme causes probables de cette disparition (Laflamme *et al.*, 1997).

Le climat de la région est du type tempéré froid. La température moyenne annuelle est de 3,6 °C et la précipitation moyenne annuelle est de 1141 mm incluant 277 mm de neige (équivalent en eau). La topographie du bassin étudié est plutôt plane; plus de 70 % de la superficie a une pente de moins de 2 %. Les sols sont constitués surtout de loams (25 % de la superficie du bassin) et de loams sableux (59 %). Près de 50 % de la superficie du bassin est drainé souterrainement si on suppose qu'il est représentatif du bassin de la rivière Boyer (Gangbazo et Babin, 2000); (la valeur médiane pour les bassins agricoles étudiés par ces auteurs est de 35 %).

Les cultures et la forêt occupent respectivement 46,4 % et 53,6 % de la superficie du bassin étudié. Les principales cultures sont les fourrages (32,7 % de la superficie), le maïs (7,9 %) et les céréales



(5,6 %). Les élevages sont intensifs et comprennent surtout du porc (56,8% des unités animales) et des bovins laitiers (22,4 %). Comme dans la plupart des bassins avec production animale intensive (la densité animale réelle est de 3 unités animales par hectare fertilisé à l'aide des fumiers), les sols sont fertilisés à l'excès. L'excédent des apports de N (engrais inorganiques et fumiers) par rapport aux prélèvements par les cultures s'élève à 27,3 kg N/ha pour l'ensemble du bassin, y compris les zones forestières (Laflamme *et al.*, 1997).

## 2.2 Instrumentation du bassin versant

Deux stations hydrométriques (stations 5 et 8 – Figure 1) ont été installées à l'automne 1996 à l'embouchure de la section de la rivière Boyer Nord qui fait l'objet de la présente étude. Une autre station hydrométrique (station 4), dont les données ont été utilisées dans la présente étude, avait été installée plusieurs années auparavant sur le cours principal de la rivière Boyer (en aval des stations 5 et 8) dans le cadre des activités régulières du ministère de l'Environnement. Le bassin versant formé par la station 4 draine une superficie de 195 km<sup>2</sup>. De la même façon, plusieurs stations météorologiques avaient été installées auparavant dans les environs du bassin à l'étude dans le cadre des activités régulières du ministère de l'Environnement. Pour les besoins du présent projet, la station météorologique de Honfleur (voir Figure 1) a été retenue, étant celle dont les données reflètent le mieux les conditions prévalant dans le bassin à l'étude.

**Tableau 1**

Précipitations totales mensuelles et annuelles à la station météorologique de Honfleur

Mois	Année 1997 (mm)	Année 1998 (mm)	Année 1999 (mm)	Normale (mm)
Janvier	129,0	85,0	119,0	75,66 ± 36,80
Février	95,0	31,0	56,0	57,94 ± 27,94
Mars	77,0	70,0	54,0	73,90 ± 40,33
Avril	36,8	47,2	37,0	72,38 ± 32,62
Mai	130,4	36,8	53,6	93,39 ± 40,04
Juin	97,9	147,1	141,5	108,2 ± 33,01
Juillet	155,0	134,6	157,3	116,3 ± 43,87
Août	178,2	77,5	85,8	126,8 ± 60,23
Septembre	67,0	93,4	192,8	113,5 ± 33,08
Octobre	48,7	96,0	130,0	92,94 ± 31,69
Novembre	90,4	118,0	158,0	89,44 ± 29,84
Décembre	75,0	83,0	56,6	94,54 ± 28,95
Total	1019,4	1019,6	1187,6	1141,5 ± 174,78

La station 8 est constituée d'un seuil jaugeur (en "V" à sa base) et d'un limnimètre (AMERICAN SIGMA 950 Area Velocity Flowmeter) appelé ici limnimètre principal. La sonde du limnimètre a été installée à environ 60 cm au centre de la rivière, et en amont du seuil. Un échantillonneur automatique réfrigéré (AMERICAN SIGMA 900 Refrigerated Sampler), asservi au limnimètre principal, permettait de prélever des échantillons d'eau selon une fréquence déterminée. La crépine de l'échantillonneur était installée au même endroit que la sonde du limnimètre principal. La station 5 est constituée d'un limnigraphe d'appoint de marque "FOXBORO" installé à 10 m environ en amont du seuil (et de la station 8). Des jaugeages ont été faits en période de crue et en période d'étiage pour développer une courbe de tarage caractéristique des conditions d'écoulement à la section de contrôle. Le limnimètre principal était équipé d'une mémoire, et enregistrait toutes les données recueillies par les instruments de même marque, tout en calculant, grâce à la courbe de tarage, le débit instantané de la rivière, ainsi que le volume total d'eau écoulée. La plupart des instruments de jaugeage ont été abrités dans une remise pourvue d'électricité chauffée et ventilée. La remise était adjacente à la section de contrôle.

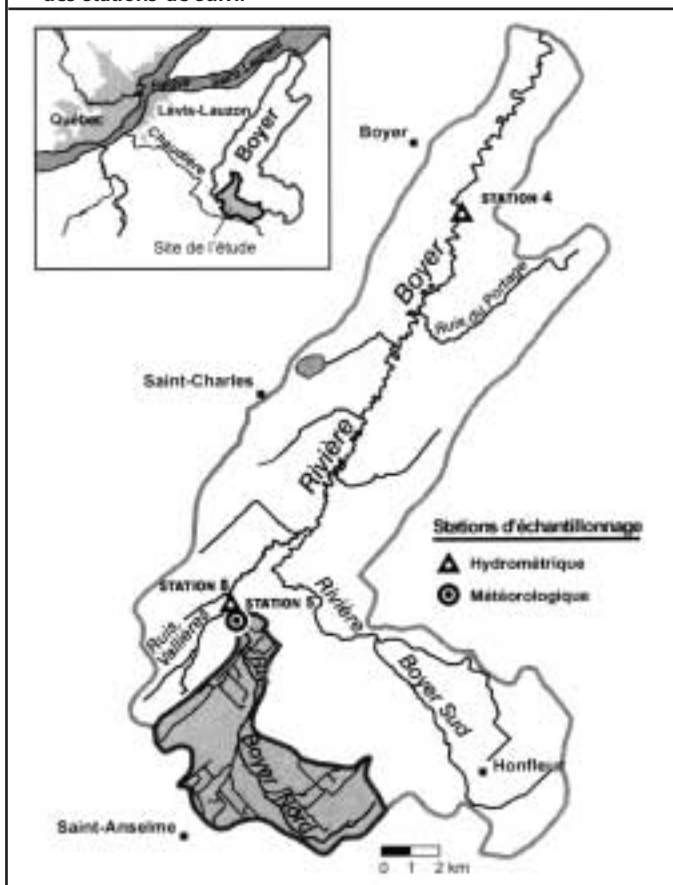
## 2.3 Stratégies d'échantillonnage de l'eau

Deux stratégies d'échantillonnage de l'eau ont été utilisées en parallèle : (1) des échantillons instantanés prélevés manuellement (une fois par semaine) – le débit de la rivière était noté; (2) des échantillons instantanés prélevés proportionnellement au débit grâce à l'échantillonneur automatique. Dans ce dernier cas, 1 à 4 échantillons étaient prélevés par jour pendant les crues printanières comparativement à 1 échantillon par 4 à 13 jours pendant les étiages estivaux.

L'échantillonneur automatique a été programmé pour qu'un échantillon d'eau soit prélevé après l'écoulement d'un volume d'eau déterminé (70 000 m<sup>3</sup>). En hiver, le gel et le dégel de la rivière ont parfois provoqué des embâcles, ce qui a faussé la lecture de la pression réelle de l'eau au-dessus de la sonde du limnimètre principal

**Figure 1**

Emplacement du bassin versant de la rivière Boyer Nord et des stations de suivi.



(station 8). Ces difficultés ont nui au bon fonctionnement de l'échantillonneur automatique pendant quelques semaines entre janvier et avril. Dans ces circonstances, les échantillons d'eau étaient prélevés manuellement et les débits correspondants étaient estimés à partir des données du limnigraphe de la station 4, car celui-ci n'était pas influencé par le gel et le dégel, puisque les débits étaient beaucoup plus élevés qu'aux stations 5 et 8.

## 2.4 Méthodes analytiques

Les échantillons d'eau ont été placés dans des glacières, puis transportés en moins de 24 heures au laboratoire. À leur arrivée, ils ont été filtrés à travers un filtre Nuclepore<sup>MC</sup> 0,45 µm. Le filtrat a été préservé avec de l'acide sulfurique jusqu'au dosage. Le délai entre le prélèvement et l'analyse était de moins de 28 jours. L'azote total (NT) a été mesuré avec une méthode colorimétrique automatisée (APHA *et al.*, 1995). L'analyse a été réalisée en deux étapes. Tout d'abord, la presque totalité de l'azote organique est convertie en azote ammoniacal (N-NH<sub>3</sub>) avec de la lumière ultraviolette en solution acide. Puis, l'azote ammoniacal est transféré en solution alcaline et est oxydé en nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) qui est ensuite réduit en nitrite (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) avec du sulfate d'hydrazine. La concentration en azote est obtenue après la conversion du nitrite en un composé diazoté coloré avec du dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylènediamine. L'intensité de la couleur est mesurée à 520 nm. Les nitrates et les nitrites ont été mesurés avec la même méthode colorimétrique, sauf que le système automatisé ne comprend pas la première étape. L'azote ammoniacal a été mesuré avec une méthode colorimétrique automatisée adaptée à partir de celle utilisant du phénol (APHA *et al.*, 1995). Le phénate a été remplacé par du salicylate, ce qui conduit en la formation d'un composé vert qui est mesuré à 660 nm. Dans le reste du texte, la concentration de nitrates plus nitrites est désignée par N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, parce qu'il y a généralement très peu de nitrites dans les eaux de surface (McNeely *et al.*, 1980).

## 2.5 Analyses préliminaires de données et calculs

Les données de débit journalier manquantes ou aberrantes de la station 8 ont été comblées en utilisant celles de la station 5 pour la période sans couvert de glace, et celles de la station 4 pour la période avec couvert de glace. La mesure des débits dans un petit bassin versant est très difficile en hiver, ce qui force bien des chercheurs à ignorer cette période (Lapp *et al.*, 1998). Pour la période avec couvert de glace, les pics de niveaux d'eau à la station 8 étaient très élevés, atteignant parfois des niveaux correspondant au débit maximum théorique suggéré par la courbe de tarage (38 m<sup>3</sup>/s). Dans ces cas, les données de la station 8 ont été utilisées en combinaison avec la température journalière de l'air pour déterminer si ces pics étaient dus à une fonte de neige ou à la formation d'une embâcle en amont du seuil. Tous les pics ont ainsi été caractérisés, et les données corrigées après avoir calculé l'excès théorique d'eau pour l'hiver. La correction a consisté soit à diminuer les débits d'une valeur proportionnelle à l'excès d'eau dans le cas d'une fonte de neige, soit à les remplacer par les valeurs de la journée précédente dans le cas d'une embâcle.

Les données journalières de concentrations manquantes ont été comblées par interpolation. En 1997, les embâcles ont causé tant

de difficultés qu'il a fallu se départir de toutes les données recueillies entre janvier et avril.

Les charges d'azote ont été calculées à l'aide de l'équation suivante :

$$F = \sum_i C_i \cdot Q_i$$

où  $F$  est la charge estimée sur la période considérée;  $C_i$  est la concentration instantanée pour l'échantillon d'eau  $i$ ; et  $Q_i$  est le volume d'eau associé à l'échantillon  $i$  (ici le volume d'eau écoulé entre deux échantillons consécutifs). L'influence du débit journalier sur le transport de l'azote a été étudiée en développant des régressions linéaires simples basées sur l'ensemble des données mesurées au cours des trois années. Celles-ci ont été au préalable normalisées en utilisant la transformation  $\log_{10}(x + 1)$ . Des essais préliminaires avaient démontré qu'il n'y avait aucune relation stable entre ces paramètres à l'échelle annuelle (les pentes des droites n'avaient pas toujours le même signe d'une année à l'autre).

## 3. Résultat

### 3.1 Météorologie

Les températures maximales et minimales mensuelles enregistrées à la station météorologique étaient proches des normales pour la région à l'étude (données non présentées). Les précipitations totales mensuelles et annuelles enregistrées à la même station météorologique (Tableau 1) étaient aussi généralement proches des normales avec quelques exceptions: par exemple, les mois de janvier 1997, septembre et novembre 1999 avaient respectivement 70 %, 70 % et 77 % plus de précipitations que la normale. Par contre, le mois de juillet 1998 seulement était 16 % plus humide que la normale. Les précipitations totales annuelles étaient pratiquement les mêmes en 1997 (1019,4 mm) qu'en 1998 (1019,6 mm). Par contre, avec 1187,6 mm de précipitations totales, l'année 1999 a eu 16 % plus de précipitations que les deux précédentes.

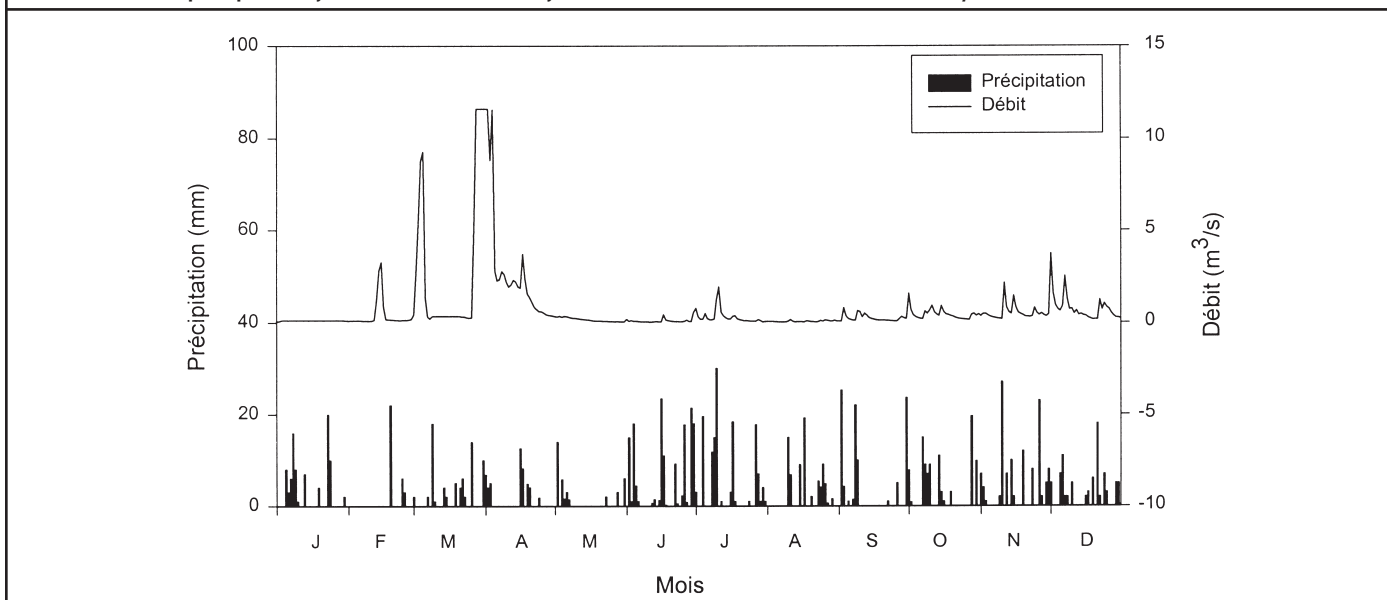
### 3.2 Hydrologie

Du fait de sa petite superficie, le bassin versant réagit rapidement aux précipitations. Les variations de débit suivent de très près les variations de précipitation (Figure 2). On observe qu'en général, à part le mois de décembre, le débit varie très peu en hiver (décembre - février). Ce n'est qu'en mars et avril qu'on observe les grosses variations, dues à la fonte de la neige. Ensuite, on observe des pics plus ou moins élevés selon l'importance et la fréquence des événements de pluie.

Les ruissellements mensuels et annuels sont présentés au tableau 2. Rappelons que les données de l'année 1997 n'incluent pas celles des mois de janvier à avril. Du fait de l'accumulation de la neige en hiver et de sa fonte au printemps, les mois de mars et avril 1998 et 1999 ont connu les ruissellements les plus élevés, soit en 1998, 249,5 mm en mars et 249,2 mm en avril et en 1999, 187,5 mm en mars et 235,5 mm en avril. Ces deux mois ont représenté à eux seuls 64,2 et 53,6 % du ruissellement annuel en 1998 et 1999 respectivement. Pour la même raison, les ruissellements des mois de mai 1997, mars et avril 1998 et 1999 ont dépassé de plusieurs ordres de grandeur la précipitation totale mensuelle. Au total, le ruissellement annuel a représenté 76,0 et

**Figure 2**

Influence de la précipitation journalière sur le débit journalier à l'embouchure de la rivière Boyer Nord en 1998.



**Tableau 2**

Ruissellements mensuels et annuels

Mois	Année 1997		Année 1998		Année 1999	
	mm	%†	mm	%†	mm	%†
Janvier	‡	-	11,0	12,9	84,1	70,6
Février	-	-	32,7	105	14,1	25,1
Mars	-	-	249,5	356	187,5	347
Avril	-	-	249,2	527	235,5	636
Mai	170,5	130	15,2	41,3	18,4	34,3
Juin	11,0	11,2	9,1	6,18	20,6	14,5
Juillet	20,4	13,1	28,0	20,8	22,7	14,4
Août	37,0	20,7	6,3	8,12	19,4	22,6
Septembre	6,4	9,55	20,7	22,1	42,9	22,2
Octobre	6,3	12,9	40,4	42,0	62,7	48,2
Novembre	41,9	46,3	45,2	38,3	48,5	30,7
Décembre	8,0	10,6	68,3	82,3	32,3	57,0
Année	301,5††	29,5††	775,6	76,0	788,7	66,4

† Proportion calculée par rapport à la précipitation totale.

‡ Données manquantes.

†† Ces données ne tiennent pas compte des mois de janvier à avril.

66,4 % de la précipitation totale reçue en 1998 et 1999 respectivement.

### 3.3 Concentrations d'azote

#### 3.3.1 Variations temporelles

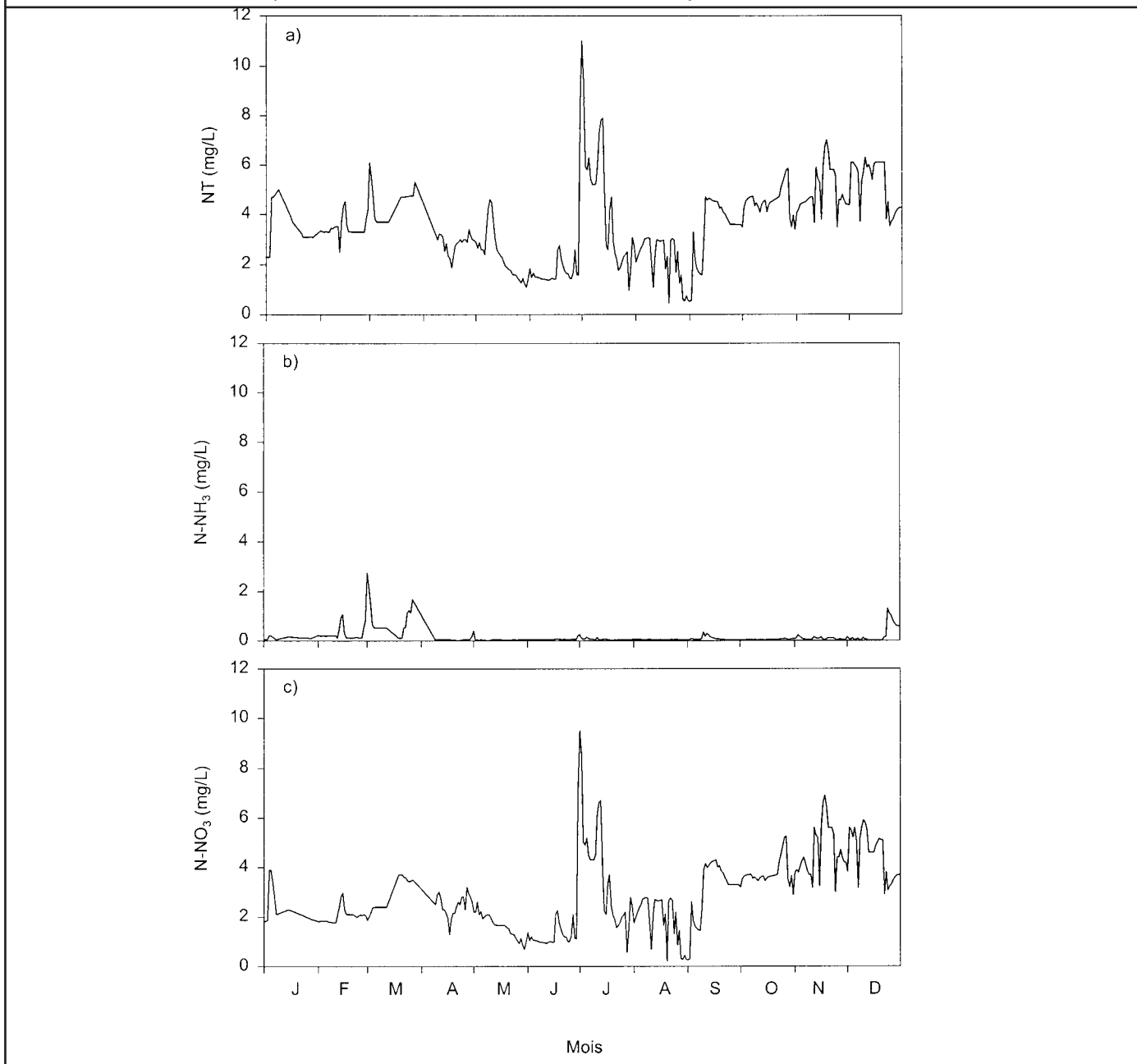
Les concentrations journalières des différentes formes d'azote ont varié beaucoup au cours de l'année (Figure 3).

Bien que des concentrations de N-NH<sub>3</sub> supérieures au critère pour l'eau brute de consommation humaine (0,5 mg/L) aient été observées à toutes les saisons, les épisodes de dépassements ont été plus nombreux à l'automne (septembre – novembre) et en hiver (décembre – février); (données non présentées). À deux reprises

en 1998, ces dépassements ont duré une longue période de temps (du 28 février au 12 mars; puis du 22 mars au 5 avril); (Figure 3b). Ces deux périodes sont caractérisées chacune par une augmentation importante du débit provoquée probablement par une période de fonte de la neige sur le bassin versant (voir Figure 2). La concentration journalière de N-NH<sub>3</sub> a varié entre 0,53 et 2,75 mg/L durant la première crue, et entre 0,52 et 1,68 mg/L durant la seconde. Le patron de variation de la concentration médiane de N-NH<sub>3</sub> n'était pas le même d'une année à l'autre (Figure 4a). En 1998, la concentration était la plus élevée en hiver (0,13 mg/L), alors qu'elle était la plus faible et pratiquement la même dans les autres saisons (≈ 0,05 mg/L). Par contre, en 1999, la concentration était la plus élevée et pratiquement la même en

**Figure 3**

Variations de la concentration journalière d'azote à l'embouchure de la rivière Boyer Nord en 1998.



hiver, au printemps et en été ( $\approx 0,14$  mg/L) et la plus faible à l'automne (0,04 mg/L).

Les concentrations journalières de  $\text{N-NO}_3^-$  ont atteint quelquefois des valeurs proches du critère pour l'eau de consommation humaine (10 mg  $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ ), notamment le 4 juillet 1997 (9,0 mg/L; données non présentées), le 1<sup>er</sup> juillet 1998 (9,5 mg/L) et le 18 novembre 1998 (6,9 mg/L) (Figure 3c), puis le 8 juin 1999 (9,5 mg/L; données non présentées). En 1998 comme en 1999, les concentrations médianes (Figure 4b) étaient plus élevées à l'automne avec 3,89 mg/L en 1998 et 4,85 mg/L en 1999, et plus faibles en été avec 2,02 mg/L en 1998 et 1,52 mg/L en 1999.

### 3.3.2 Relations concentration - débit

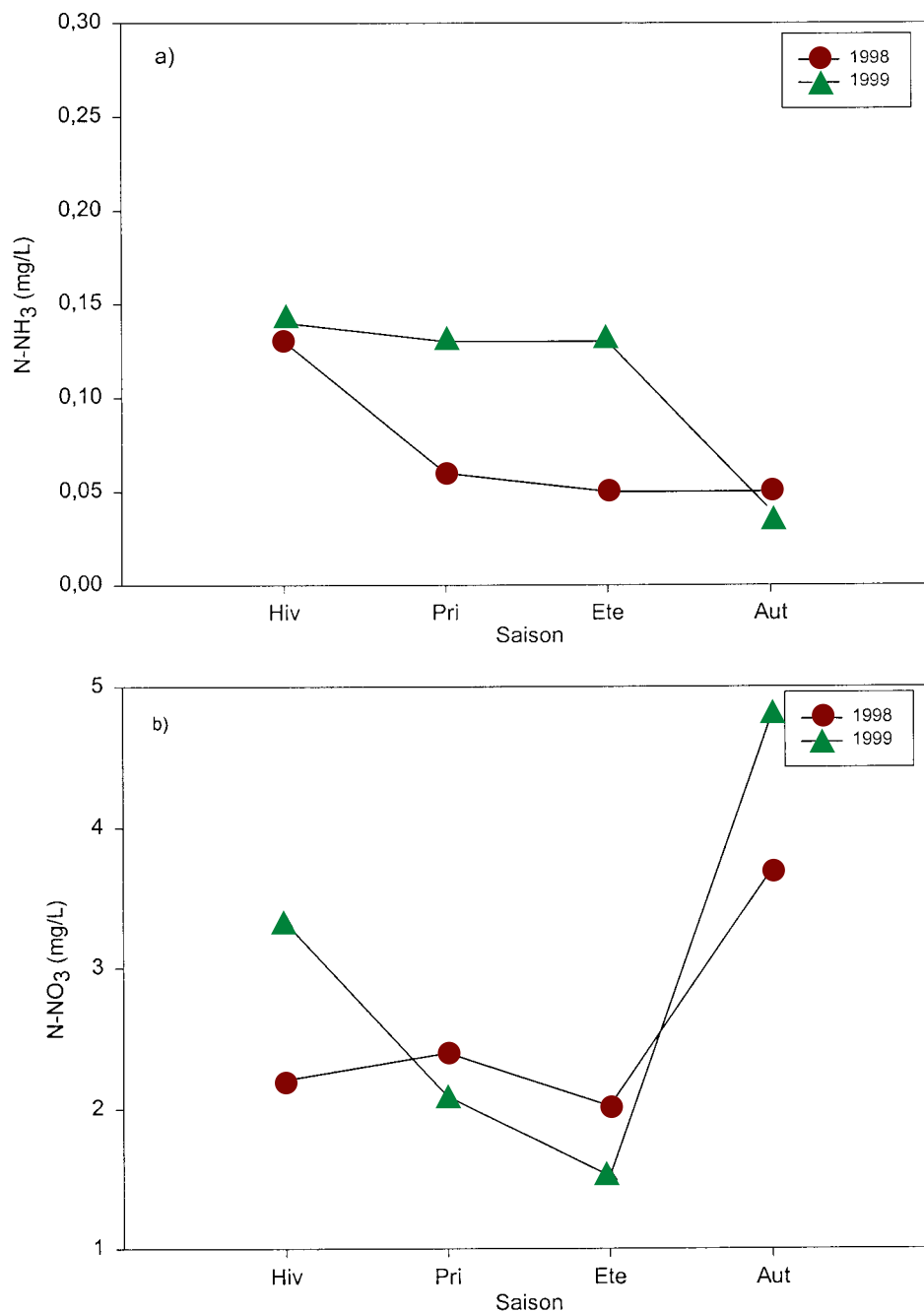
Aucune relation significative n'a été observée entre la concentration journalière des différentes formes d'azote et le débit journalier à l'échelle pluriannuelle (données non présentées).

### 3.3.3 Évolution des concentrations en période de crue

Les événements de pluie du 16 au 19 mai 1997 (33 mm au total; Figure 5c) et du 10 au 13 juillet 1998 (39 mm au total; Figure 5f) montrent les deux types de comportement de l'azote en période de crue que ce projet a permis de mettre en évidence. Dans le premier cas, la concentration de  $\text{N-NH}_3$  (Figure 5a) comme celle de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figure 5b) diminue au début de la crue (effet de dilution), puis augmente avec le débit (effet de lessivage) jusqu'à un maximum, puis diminue par la suite avec la décrue. La

**Figure 4**

Variations de la concentration journalière d'azote à l'embouchure de la rivière Boyer Nord en 1998.



concentration maximale se produit avec un retard par rapport au débit maximum. Par contre, dans le deuxième cas, la concentration de N-NH<sub>3</sub> (Figure 5d) comme celle de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Figure 5e) augmente avec le débit jusqu'à un maximum puis diminue avec la décrue. Comme pour le cas précédent, la concentration maximale se produit avec un retard par rapport au débit maximum.

### 3.4 Charge d'azote

La charge annuelle d'azote a varié entre les années 1998 et 1999 (Tableau 3), reflétant probablement les variations inter annuelles des processus de transformation et de transport de l'azote. Les

charges moyennes pour ces deux années sont 30,0 kg NT/ha, 3,32 kg N-NH<sub>3</sub>/ha et 23,3 kg de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha. Il en résulte que la charge moyenne annuelle d'azote total exportée à l'embouchure du bassin (30,0 kg/ha) est de l'ordre de grandeur de l'excédent d'azote total appliqué annuellement aux cultures (27,3 kg/ha). Les nitrates représentent la plus importante fraction de la charge d'azote total exportée sur une base annuelle avec 75 % en 1998 et 80 % en 1999 (données non présentées). L'azote ammoniacal était exporté surtout au printemps avec 90 % et 65 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement (données non présentées). Il en était de même pour les nitrates avec 60 % et 43 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement



(données non présentées). Les exportations des mois de mars et d'avril étaient les plus importantes représentant 50 à 75 % de la charge annuelle selon la forme de l'azote. Ces exportations coïncidaient également avec la plus grande fraction de l'écoulement annuel, soit 64,2 % en 1998 et 53,6 % en 1999.

#### 4. Discussion

L'azote ammoniacal ( $N-NH_3$ ) et les nitrates ( $N-NO_3^-$ ) sont les formes d'azote les plus solubles dans l'eau. Par conséquent, leurs concentrations ont varié selon les événements hydrologiques, atteignant ou dépassant parfois leurs critères respectifs de qualité pour l'eau brute d'alimentation humaine.

L'azote ammoniacal est moins mobile que les nitrates car il peut s'adsorber sur les sites d'échange du sol, si la disponibilité d'autres cations est faible (McElroy *et al.*, 1976). Par conséquent, on le retrouve surtout dans l'eau de ruissellement (Gangbazo *et al.*, 1993). Les fortes concentrations automnales et hivernales de  $N-NH_3$  observées dans la présente étude peuvent être dues au ruissellement de l'eau sur des parcelles qui ont reçu de fortes doses de lisier tard à l'automne (Gangbazo *et al.*, 1995). C'est une période où la température du sol est fraîche et sa teneur en eau élevée, ce qui crée un milieu anaérobie favorable au ralentissement de la nitrification (conversion de  $N-NH_3$  en  $N-NO_3^-$ ). Les fortes concentrations estivales de  $N-NH_3$  dans l'eau

de ruissellement sont généralement provoquées par les pluies qui surviennent très tôt ( $\approx 1$  jour) après l'épandage de grandes quantités de lisier sur les champs (Gangbazo *et al.*, 1993) ou par les pluies qui tombent sur les prairies (Heathwaite et Jones, 1996).

Le comportement de l'azote ammoniacal n'était pas le même en 1998 qu'en 1999, si l'on en juge par les valeurs médianes

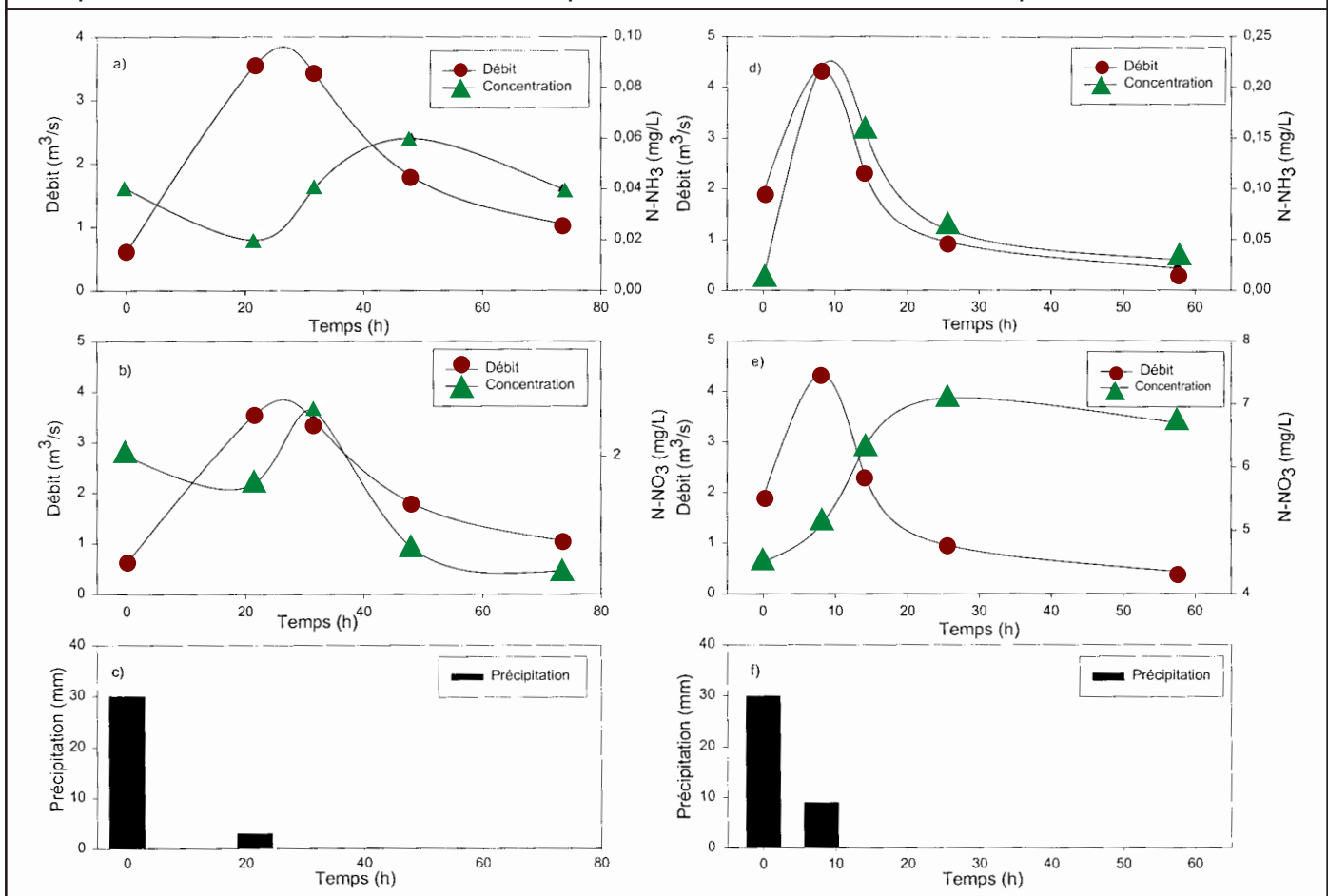
**Tableau 3**  
Charges d'azote

		Mars et avril		Janvier à décembre
		kg/ha	%†	kg/ha
1998	NT	20,9	62,5	33,4
	$N-NH_3$	4,31	88,9	4,85
	$N-NO_3^-$	14,6	58,1	25,1
1999	NT	11,5	43,2	26,6
	$N-NH_3$	1,08	63,9	1,69
	$N-NO_3^-$	8,90	41,2	21,6
Moyenne	NT	16,2	54,0	30,0
	$N-NH_3$	2,69	81,0	3,32
	$N-NO_3^-$	11,7	50,2	23,3

† Pourcentage par rapport à la charge annuelle.

**Figure 5**

Comportement de l'azote ammoniacal et des nitrates en période de crue à l'embouchure de la rivière Boyer Nord.



saisonniers. En 1998, la concentration médiane était deux fois plus élevée en hiver (0,13 mg/L) que pendant les autres saisons ( $\approx$  0,05 mg/L). Par contre, en 1999, elle était trois fois plus élevée en hiver, au printemps et en été ( $\approx$  0,14 mg/L à chaque saison) qu'à l'automne (0,04 mg/L). Cela confirme que la problématique de l'azote ammoniacal dans les rivières en milieu agricole est très complexe et mériterait d'être étudiée à fond, d'autant plus qu'elle influence la performance des procédés de traitement de l'eau brute destinée à la consommation humaine (Boucher, 1985). Dans les pays nordiques, peu de travaux ont porté sur ce sujet, probablement parce que les épisodes de concentrations élevées d'azote ammoniacal dans l'eau de surface en hiver sont le résultat d'une combinaison de facteurs dont certains sont difficiles à contrôler (taux d'épandage de lisier, délais entre les épandages et les premières gelées, profondeur du gel, conditions météorologiques pendant l'hiver, etc.).

Contrairement à l'azote ammoniacal, les nitrates ne sont pas retenus à la surface du sol à cause de leur charge négative; ils s'infiltrent plutôt dans le sol avec l'eau et atteignent les rivières par l'eau de drainage souterrain (en période de crue) et l'eau souterraine (en période d'étiage). Il en résulte que dans un bassin versant fertilisé à l'excès et comportant un important réseau de drainage souterrain comme celui de la Boyer Nord, les drains jouent un rôle très important comme voie de transport des nitrates vers la rivière. David *et al.* (1997) ont noté d'ailleurs que les variations de la concentration de nitrates dans les drains souterrains sont synchrones avec celles de la rivière. Dans le présent projet, les concentrations médianes de  $\text{N-NO}_3^-$  ont été plus faibles en été avec 2,02 mg/L en 1998 et 1,92 mg/L en 1999 pendant que les cultures prélèvent l'azote nitrique et que le lessivage est réduit à cause de la forte évapotranspiration. Les concentrations de nitrates ont été plus fortes à l'automne avec 3,89 mg/L en 1998 et 4,85 mg/L en 1999 pour plusieurs raisons (Lowrance *et al.*, 1994; David *et al.*, 1997) : (1) les pools de  $\text{N-NO}_3^-$  sont très élevés dans les sols après les récoltes; (2) les fortes pluies combinées à la faible évapotranspiration favorisent le transport des ions  $\text{NO}_3^-$  en quantités importantes vers les eaux de surface; (3) l'activité microbienne diminue, ce qui implique une plus faible réduction de  $\text{N-NO}_3^-$  en formes gazeuses; (4) le prélèvement de  $\text{N-NO}_3^-$  par les cultures est minimal à cause de la diminution des besoins des cultures.

Les charges moyennes annuelles d'azote dans le bassin de la Boyer Nord étaient 2 à 3 fois plus élevées que celles mesurées par Gangbazo et Babin (2000) dans d'autres bassins agricoles du Québec à la suite d'échantillonnages manuels effectués à raison d'une à 2 fois par mois. En moyenne, 78 % de la charge annuelle d'azote était sous forme de nitrates, ce qui confirme que les nitrates sont la forme prépondérante de l'azote dans les rivières des milieux agricoles (Gangbazo et Babin, 2000). Les charges d'azote ont diminué entre 1998 et 1999, soit de 20 % pour NT, 65 % pour  $\text{N-NH}_3$  et 15 % pour  $\text{N-NO}_3^-$ , bien que les précipitations n'aient pas diminué ni les apports de N comme fertilisants des cultures à notre connaissance. Cette diminution s'explique probablement par une diminution du lessivage en 1999 (perte par la nappe d'eau souterraine) due à des différences dans l'intensité et de la durée des précipitations. Rappelons que

le ruissellement représentait 76 % de la précipitation annuelle en 1998 comparativement à 66% en 1999. Il est possible également que la minéralisation nette de l'azote organique du sol ait été plus faible en 1999 qu'en 1998, celle-ci influençant la quantité de nitrates dans le milieu (Martson, 1989; Hoyas *et al.*, 1997).

La similarité entre la charge moyenne annuelle d'azote total exportée à l'embouchure du bassin (30,0 kg /ha) et l'excédent d'azote total appliqué annuellement aux cultures (27,3 kg /ha) suggère que le système sols-plantes-rivière pourrait être considéré dans un état pratiquement stationnaire. Les transferts d'azote étaient probablement rapides entre les entrées et les sorties, notamment à cause des drains souterrains qui constituent une voie privilégiée de transport des nitrates vers les rivières. En fait, on peut penser que le système fonctionnait comme un piston, les reliquats d'azote provenant des années précédentes étaient transférés graduellement via le sol vers la rivière, puis remplacés par ceux des années plus récentes. Par conséquent, même si les apports d'azote au sol sont réduits, notamment par la mise en place de pratiques plus saines de gestion de la fertilisation azotée, il faudra prévoir plusieurs années avant de voir la réserve de N diminuer et observer une amélioration significative de la qualité de l'eau.

L'étude du comportement de l'azote en période de crue a montré que la fréquence de collecte des échantillons d'eau par l'échantillonneur automatique n'était pas assez grande pour permettre un suivi adéquat de la dynamique des formes d'azote. Deux à trois échantillons seulement ont été prélevés par jour. Néanmoins, deux types de comportement de l'azote ont été élucidés. Dans un cas, la concentration de  $\text{N-NH}_3$  et de  $\text{N-NO}_3^-$  diminue au début de la crue, avant d'augmenter jusqu'à la fin de la crue, pour diminuer avec la décrue. Dans l'autre, la concentration augmente dès le début de la crue pour atteindre un maximum jusqu'à la fin de la crue, pour diminuer avec la décrue. Ce dernier comportement a également été observé pour les nitrates par Probst (1985) dans le bassin du Girou en France. Parmi les explications rapportées par l'auteur, citons la théorie de Sussmann (1983) qui est basée sur l'évolution des nitrates dans deux réservoirs. La concentration de nitrates dans l'eau de ruissellement diminue pendant toute la durée de la crue, alors que celle dans l'eau de drainage souterrain augmente, atteignant son maximum durant la phase descendante de l'hydrogramme, ce qui explique le déphasage entre le pollutogramme et l'hydrogramme. Cette théorie montre donc encore une fois l'importance du drainage souterrain dans un bassin versant : celui-ci sert non seulement de voie pour le transport des nitrates vers la rivière, mais il en module également le comportement. Le fait d'avoir échantillonné moins intensivement certaines crues suggère que les charges réelles d'azote ont pu être sous-estimées. Mais il faut se rappeler que la "vraie" charge d'une rivière n'est jamais connue, car le choix d'une fréquence d'échantillonnage en vue d'estimer les charges est toujours un compromis entre les coûts des analyses de laboratoire et la précision recherchée.

## 5. Conclusion

À l'embouchure de cette section de la rivière qui draine un petit bassin à vocation agricole, les débits étaient étroitement associés

aux événements de pluie, et les concentrations journalières d'azote ammoniacal et de nitrates ont varié beaucoup d'un événement à l'autre, atteignant ou dépassant parfois leurs critères respectifs pour l'eau brute de consommation humaine. Les concentrations médianes saisonnières de  $\text{N-NH}_3$  étaient deux fois plus élevées pendant l'hiver 1998 (0,13 mg/L) que pendant les autres saisons (0,05 mg/L). Par contre, les concentrations médianes saisonnières de  $\text{NO}_3\text{-N}$  étaient plus élevées à l'automne avec 3,70 mg/L en 1998 et 4,80 mg/L en 1999, et plus faibles en été avec 2,02 mg/L en 1998 et 1,50 mg/L en 1999. Les charges moyennes annuelles d'azote étaient 30,0 kg NT/ha, 3,32 kg  $\text{N-NH}_3$ /ha et 23,3 kg  $\text{N-NO}_3^-$ /ha. L'azote ammoniacal était exporté surtout au printemps avec 90 % et 65 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement. Il en était de même pour les nitrates avec 60 % et 43 % de la charge annuelle en 1998 et 1999 respectivement. Les nitrates ont représenté la majeure fraction de la charge annuelle d'azote total, soit 75 % en 1998 et 80 % en 1999. Deux comportements de l'azote en période de crue ont été mis en évidence. Dans un cas, les concentrations de  $\text{N-NH}_3$  et de  $\text{N-NO}_3^-$  ont diminué au début de la crue, avant d'augmenter jusqu'à la fin de la crue, pour diminuer avec la décrue. Dans l'autre, les concentrations ont augmenté dès le début de la crue pour atteindre un maximum jusqu'à la fin de la crue, pour diminuer avec la décrue. La similarité entre la charge moyenne annuelle d'azote total exportée à l'embouchure du bassin (30,0 kg/ha) et l'excédent d'azote total appliqué annuellement aux cultures (27,3 kg/ha) suggère que le système sols-plantes-rivière pourrait être considéré dans un état pratiquement stationnaire. Par conséquent, même si les apports d'azote au sol sont réduits, notamment par la mise en place de pratiques plus saines de gestion de la fertilisation azotée, il faudra prévoir plusieurs années avant de voir la réserve de N diminuer et observer une amélioration significative de la qualité de l'eau.

## 6. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Jacques Dion, Camil Giasson et Manon Ouellet pour avoir participé à l'échantillonnage de l'eau et Andrée Gendron pour avoir supervisé les analyses chimiques.

## 7. Références bibliographiques

- APHA, AWWA, et WEF. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
- Boucher, P. (1985). Impact de la pollution sur le traitement des eaux de la rivière L'Assomption à la centrale de filtration de Repentigny. *Science et Technique de l'Eau* 18(3):267-276.
- David, M.B., L.E. Gentry, D.A. Kovacic, et K.M. Smith. (1997). Nitrogen balance and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 26(4):1038-1048.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Cluis et D. Couillard. (1993). Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Canadian Agricultural Engineering* 35(2):97-103.
- Gangbazo, G., D. Cluis et C. Bernard. (1994). Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant. *Sciences et Techniques de l'Eau*. 27(2):33-39.

- Gangbazo, G., A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P. Charuest et D. Cluis. (1995). Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *Journal of Environmental Quality* 24(3):420-425.
- Gangbazo, G. et J. Painchaud. (1999). Incidence des politiques et programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau de six rivières – 1988-1995. *VECTEUR environnement* 32(1):29-36.
- Gangbazo, G., D. Cluis et C. Bernard. (1999). Connaissances acquises en pollution diffuse agricole au Québec – 1993-1998: analyse et perspectives. *VECTEUR environnement* 22(4):35-45.
- Gangbazo, G. et F. Babin. (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *VECTEUR environnement* 33(4):47-57.
- Heathwaite, A.L. et P.J. Jones. (1996). Contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* 10(7):971-983.
- Hoyas, T.R., N. Vagstad, M. Bechmann, et O. Eggestad. (1997). Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture, in southeastern Norway. *Ambio* 26(5):289-295.
- Laflamme, D., I. Piché, A. Michaud, Y. Bédard, G. Trencia, R. Laroche, L. Champagne et J.-M. Gouin. (1997). Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer. Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, Saint-Laurent Vision 2000, Groupe d'intervention de la rivière Boyer, QC, Canada.
- Lapp, P., C.A. Madramootoo, P. Enright, F. Papineau et J. Perrone. (1998). Water quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. *Journal of The American Water Resources Association* 34(2):427-437.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd et L.E. Asmussen. (1994). Nutrient cycling in an agricultural watershed: II. Streamflow and artificial drainage. *Journal of Environmental Quality* 13(1):27-32.
- Martson, R.A. (1989). Particulate and dissolved losses of nitrogen and phosphorus from forest and agricultural soils. *Progress in Physical Geography* 13:234-259.
- McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. (1980). Guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Ontario, No de cat. En37-54/1981F, 100p.
- McElroy, A.D., S.Y. Chin, J.W. Nubgen, A. Aleti et F.W. Bennett. (1976). Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources. EPA Environmental Protection Technologies Series EPA-600/2-76-151. Kansas City, Kansas: Midwest Research Institute.
- Nolet, J., P. Nolet, L. Roy, R. Drolet, S. Villeneuve. (1998). Rapport sur l'état du Saint-Laurent - La contribution des activités agricoles à la détérioration de Saint-Laurent. Environnement Québec, Pêches et Océans Canada, Ministère de l'Environnement et de la Faune, No cat En153-97/1998-4F, 178p.
- Painchaud, J. (1997). La qualité de l'eau des rivières – État et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Québec, 57p.
- Probst, J.L. (1985). Nitrogen and phosphorus exportations in the Garonne Basin (France). *Journal of Hydrology* 76:281-305.
- Sussmann, C.W. (1983). Comparison of water quality in drainage basins under agricultural and forest land use. Proc. Int. Ass. Hydrol. Sci. (I.A.H.S.), Symp., Hamburg, I.A.H.S. Publ. No. 141, pp. 431-441.