

## LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE : QUALITÉ DES EAUX, 1979-1996

Marc Simoneau<sup>1</sup>

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, édifice Marie-Guyart, 7<sup>e</sup> étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec) G1R 5V7.

Simoneau, M., 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : qualité des eaux 1979-1996, pages 2.1 à 2.49, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

<sup>1</sup> Auteur aux fins de correspondance.

### RÉSUMÉ

La composition des eaux du bassin de la rivière Chaudière au regard des descripteurs physico-chimiques conventionnels est étudiée à partir des données colligées entre 1979 et 1996. Les données considérées sont celles qui proviennent du réseau de surveillance des rivières du Québec et celles issues de campagnes estivales d'échantillonnage effectuées lors des années 1988 à 1990 et 1996. Le portrait récent de la qualité de l'eau obtenu à l'été 1996 et les tendances observées dans l'analyse des séries chronologiques de données révèlent que la qualité de l'eau s'est grandement améliorée au cours de la période étudiée. La qualité visée pour trois paramètres clés de l'assainissement des eaux, soit le phosphore, les coliformes fécaux et la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), est atteinte pour la presque totalité des secteurs de la haute et de la moyenne Chaudière (de Lac-Mégantic à Scott). Une pollution résiduelle significative est notée pour certains tributaires de la moyenne Chaudière (le Bras Saint-Victor et la rivière Savoie) et pour le secteur de la basse Chaudière qui s'étend de Scott à Saint-Romuald et qui inclut le sous-bassin de la rivière Beaurivage. Dans ces derniers cas, des rejets urbains non encore traités au moment de l'étude ou la pollution diffuse agricole expliquent la mauvaise qualité des eaux qui persiste en dépit des baisses significatives observées dans les concentrations de phosphore.

**Mots clés :** rivière Chaudière, qualité de l'eau, variabilité spatiale, séries temporelles, tendances, cycles,

flux massiques, azote, phosphore, coliformes, physico-chimie, Programme d'assainissement des eaux, étude d'impact, assainissement.

### TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	2.1
Aire d'étude.....	2.3
Matériel et méthode .....	2.3
Provenance des données .....	2.3
Méthode d'analyse des données.....	2.5
Résultats et discussion.....	2.7
État actuel de la qualité de l'eau.....	2.7
Objectifs d'assainissement.....	2.11
Variation spatiale de la qualité de l'eau.....	2.15
Variabilité temporelle de la qualité de l'eau.....	2.22
Flux massiques d'azote et de phosphore.....	2.27
Suivi visuel des ouvrages d'assainissement.....	2.44
Conclusion .....	2.44
Remerciements.....	2.46
Références bibliographiques.....	2.46
Annexes	

### INTRODUCTION

Au Québec comme ailleurs, l'industrialisation, l'urbanisation et la profonde transformation de l'agriculture ont conduit, au fil des ans, à une détérioration notable de la qualité des eaux des lacs et des cours d'eau. Reconnaissant l'envergure et l'acuité de ce problème, le gouvernement du Québec décidait, en 1978, de s'engager directement afin que cesse la dégradation de nos écosystèmes aquatiques. Pour ce faire, il confiait au ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) le mandat de mettre sur pied le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), la plus importante entreprise de dépollution jamais amorcée sur le territoire québécois.

Par ce programme, le Ministère désirait s'attaquer aux trois principales sources de pollution, soit les rejets urbains, industriels et agricoles. Toutes ces actions visaient à améliorer la qualité de l'eau pour protéger la vie aquatique et permettre le maintien des usages actuels ou la récupération de ceux qui sont souhaitables.

Compte tenu du fait que le programme prévoyait des déboursés de l'ordre de 7 milliards de dollars, il convenait d'en mesurer les retombées environnementales. C'est pourquoi, quelques années après la mise en service des premières stations

d'épuration des eaux usées municipales, la Direction de la qualité des cours d'eau du MENVIQ (aujourd'hui la Direction des écosystèmes aquatiques - DÉA - du ministère de l'Environnement et de la Faune - MEF -) se voyait confier, en 1986, le mandat d'évaluer l'impact de ces ouvrages et celui des interventions d'assainissement industriel et agricole sur la qualité de l'eau. Pour accomplir cette tâche, la DÉA a dû modifier l'objectif premier de son réseau-rivières qui, depuis 1967, était d'assurer la surveillance de la qualité générale des principales rivières du Québec. En 1986-1987, huit rivières ont commencé à faire l'objet d'un tel suivi, soit les rivières L'Assomption, Yamaska, Chaudière, Bécancour, du Nord, Saint-François, Richelieu et Nicolet. Le fleuve Saint-Laurent et seize autres rivières se sont ajoutés par la suite en 1989-1990.

Même si les interventions d'assainissement n'étaient pas complètement terminées sur ces bassins versants et qu'on ne pouvait donc pas s'attendre, à l'étape où nous en étions, à l'atteinte complète des objectifs de qualité visés pour les cours d'eau, la DÉA a décidé d'entreprendre l'interprétation des données historiques existantes. Notre but est de dresser un bilan partiel de l'impact du PAEQ sur la qualité des cours d'eau et de rendre disponibles des renseignements qui n'existaient auparavant que sous la forme de données brutes.

L'étude de la qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1979-1996, qui est l'objet de ce rapport, est la deuxième du genre publiée sur la rivière Chaudière depuis le lancement du PAEQ. Le premier (Simoneau, 1991) traitait les données 1976 - 1988. En ajoutant huit années additionnelles de données aux stations principales et à la station témoin d'échantillonnage, l'analyse des séries temporelles couvrant une période de 18 ans permet de vérifier si les tendances identifiées précédemment dans la qualité de l'eau se sont maintenues ou si de nouvelles tendances sont apparues avec la progression des interventions d'assainissement.

L'approche « pression-état-réponse » a guidé la préparation de ce rapport. Cette approche repose sur la notion de causalité. Les activités humaines exercent, sur l'environnement, des *pressions* qui en modifient l'*état*. En *réponse*, la société réagit à ces changements par des politiques, lois, règlements et programmes de réduction de la pollution.

Les objectifs de ce rapport visent à :

- caractériser sur le plan spatial la qualité des eaux de la rivière Chaudière et de ses principaux tributaires à partir des données récentes colligées au cours de l'été 1996;
- étudier l'évolution temporelle des données afin de mettre en évidence les tendances dans la qualité des eaux entre 1979 et 1996 et voir dans quelle mesure les objectifs d'assainissement sont atteints;
- interpréter les variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau à partir des données socio-économiques pertinentes et des données sur l'état d'avancement des interventions d'assainissement urbain, industriel et agricole.

Cette partie de l'étude est basée sur la mesure de descripteurs conventionnels de la qualité de l'eau tels la demande biochimique en oxygène, les matières en suspension (MES), l'azote (N), le phosphore (P), les coliformes fécaux, etc. Ces descripteurs sont d'excellents indicateurs de la pollution d'origine municipale, industrielle et agricole pour les raisons suivantes :

- ils sont directement influencés par tous les rejets municipaux et la majorité des rejets industriels et par les activités agricoles de culture et d'élevage;
- ils sont visés prioritairement par les interventions d'assainissement urbain, industriel et agricole;
- ils sont facilement mesurables dans l'eau à un coût relativement bas;
- les mesures de ces descripteurs peuvent être comparées à des critères de qualité adaptés aux eaux québécoises. Ces comparaisons aident à évaluer si la qualité de l'eau permet de soutenir différents usages et de protéger la vie aquatique.
- comme toutes les méthodes, les descripteurs conventionnels de la composition physico-chimique des eaux ont leurs limites. À titre d'exemple, ils ne nous renseignent pas sur la présence et l'effet de substances toxiques, tels les pesticides, sur l'écosystème aquatique, pas plus que sur la dégradation des habitats aquatiques, lesquels peuvent avoir aussi un impact important sur la vie aquatique. Dans le but de produire le meilleur diagnostic environnemental possible, des stratégies complémentaires d'échantillonnage qui font appel à

l'utilisation des traceurs et des bio-indicateurs de même qu'à l'analyse de l'état des bandes riveraines ont été utilisées dans l'étude du bassin de la rivière Chaudière et font l'objet de chapitres individuels.

## AIRE D'ÉTUDE

Simoneau *et al.* (1998) présentent une description complète du bassin versant de la rivière Chaudière, décrivent les pressions urbaines, agricoles et industrielles exercées sur le milieu aquatique et dressent un bilan des interventions d'assainissement. Cette section en reprend les grandes lignes et décrit très brièvement l'ensemble des pressions exercées sur la rivière Chaudière.

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Québec (figure 1), le bassin versant de la rivière Chaudière draine une région de 6 682 km<sup>2</sup>. Le bassin de la Chaudière chevauche deux régions naturelles, soit les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Ces dernières constituent la vaste majorité du bassin de la Chaudière (95 %).

La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité sud du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Saint-Romuald (figure 1). Ses quatre principaux tributaires et la superficie des bassins drainés sont, de l'amont vers l'aval, les rivières du Loup (896 km<sup>2</sup>), Famine (709 km<sup>2</sup>), Bras Saint-Victor (728 km<sup>2</sup>) et Beaurivage (718 km<sup>2</sup>), qui drainent ensemble environ 46 % de la superficie totale du bassin. Le profil en long de la rivière Chaudière présente trois grands secteurs caractérisés par des pentes différentes, secteurs haute, moyenne et basse Chaudière (Bernier *et al.*, 1976; Simoneau, 1991). Le débit moyen annuel enregistré à la station de Saint-Lambert-de-Lévis (station hydrométrique 023402) entre 1979 et 1996 était de 114 m<sup>3</sup>/s.

Le bassin versant de la rivière Chaudière est dominé par la forêt, qui couvre environ 62 % de sa superficie. Les terres agricoles viennent au second rang couvrant 32,6 % du territoire. Les étendues d'eau et les autres affectations, comme les territoires urbains, ne totalisent que 3,6 % de la superficie totale du bassin versant. Les fourrages dominent largement les cultures (83 %) suivi, des cultures à interligne étroit comme les céréales (10,5 %). Les cultures à grand interligne qui sont constituées à 85 % par le maïs ne représentent que 3,4 % des superficies cultivées du bassin. Le cheptel est dominé par l'élevage bovin et porcin, qui représente

respectivement 47,2 % et 45,4 % de la production animale (Statistique Canada, 1997).

La population du bassin versant de la rivière Chaudière, répartie dans 77 municipalités, se chiffrait à 173 129 habitants en 1996 (ministère des Affaires municipales (MAM), 1997). Les principales concentrations démographiques sont les municipalités de Saint-Georges (20 043 habitants), Saint-Nicolas (15 615 habitants), Charny (11 081 habitants), Sainte-Marie (10 772 habitants) et Saint-Étienne-de-Lauzon (7 851 habitants). Au moment de l'étude, 65 % de la population du bassin était reliée à un réseaux d'égouts. De cette population, près de 68 % était raccordée à une station d'épuration. Ces stations d'épuration, au nombre de 36, desservait près de 77 000 personnes (MAM, 1997). Trois municipalités populeuses n'avaient pas de station d'épuration et rejetaient directement leurs eaux usées dans la rivière Chaudière, soit par ordre d'importance Saint-Nicolas (15 615 habitants), Charny (11 081 habitants) et Saint-Rédempteur (6 341 habitants).

Dans le bassin de la rivière Chaudière, 75 établissements industriels susceptibles de déverser des contaminants vers le milieu aquatique ont été retenus par le MEF (chapitre 1; Simoneau *et al.*, 1998). De ce nombre, 36 établissements ont été considérés polluants et ont été avisés qu'ils auraient à assainir leurs eaux usées. Les 39 autres entreprises potentiellement polluantes sont à l'étude. Elles seront éventuellement classées polluantes et retenues pour intervention d'assainissement ou non polluantes. Les principaux secteurs d'activités de ces 75 établissements industriels sont l'agroalimentaire (43 %), le textile (13 %), la chimie (12 %), la transformation métallique (9 %) et l'industrie du bois (9 %).

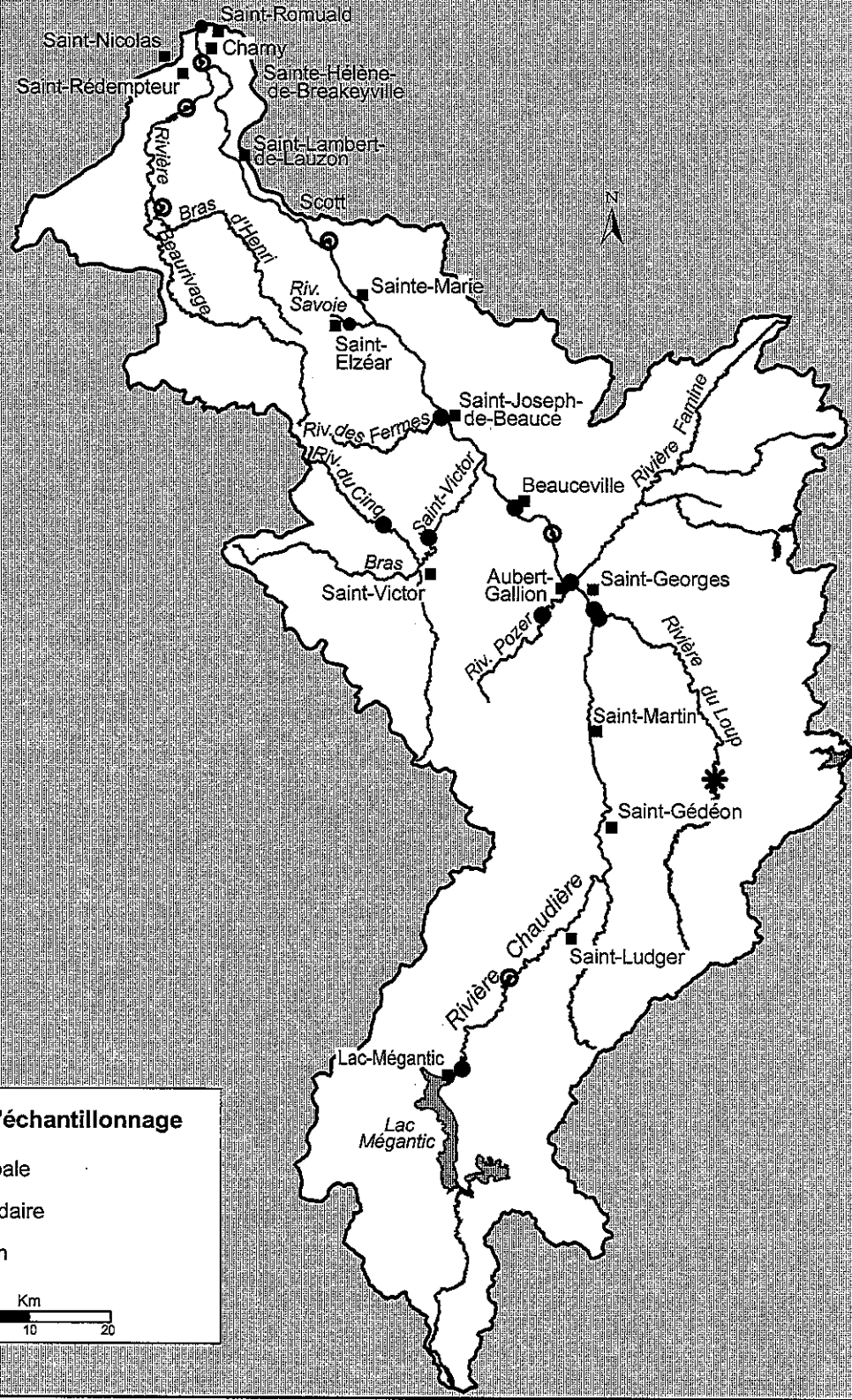
## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Provenance des données

Les données physico-chimiques analysées à l'intérieur de cette étude sont extraites de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) gérée par la Direction des écosystèmes aquatiques du MEF. Cette banque contient toutes les données colligées au fil des années par l'entremise des différents programmes d'échantillonnage de l'eau, des sédiments et des poissons mis en oeuvre par le ministère des Richesses naturelles (avant 1980) et le ministère de l'Environnement (après



Gouvernement du Québec  
Ministère de l'Environnement  
et de la Faune  
Direction des écosystèmes aquatiques



**Stations d'échantillonnage**

- ⊙ Principale
- Secondaire
- ★ Témoin

Km  
0 10 20

Figure 1 Emplacement des stations de mesure de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Chaudière

1980) dans les lacs et les rivières du Québec. Mis à part quelques métaux, les descripteurs utilisés sont de type conventionnel : ions majeurs, substances nutritives, descripteurs physiques et biologiques. Sont exclus, entre autres substances, les contaminants organiques comme les pesticides, les BPC et les HAP.

Au total, plus de 2 700 échantillons en provenance de 50 stations d'échantillonnage (annexe 1a) ont été prélevés de janvier 1979 à décembre 1996 dans le bassin de la rivière Chaudière. Ces prélèvements proviennent de trois programmes d'échantillonnage, soit les opérations routinières du réseau de surveillance des rivières (réseau-rivières), les campagnes estivales d'échantillonnage de la qualité de l'eau (1988 à 1990 et 1996) et des communautés biologiques (1994). Au total, ces échantillons ont permis d'acquérir près de 44 000 données sur près d'une cinquantaine de variables physico-chimiques.

La surveillance de la qualité de l'eau effectuée à huit stations (une station *témoin* (H41) et sept stations *principales* (H6, M4, M14, B12, B33, B34 et B51), dans le contexte des activités de base du réseau-rivières, a généré à elle seule plus de 90 % des échantillons prélevés dans le bassin de la rivière Chaudière. Trois de ces stations principales (H6, M4, M14) ont permis de colliger des séries de données presque sans interruption pour l'ensemble de la période d'étude. Les stations B12 (pont-route 20; janvier 1979 à décembre 1983) et B33 (usine de filtration de Charny; janvier 1984 à décembre 1996), se complètent sur le plan temporel mais elles ne constituent pas un ensemble homogène sur le plan spatial. La station témoin (H41) a été échantillonnée à partir de mai 1988, tandis que les stations principales B34 et B51, situées dans le bassin de la rivière Beauvillage, ont été échantillonnées à compter de août 1983 et août 1988 respectivement. En raison d'une interruption du programme d'échantillonnage, les données de mars 1986 à avril 1988 inclusivement des stations principales M4 et M14, et celles de août 1986 à juin 1988 inclusivement de la station C34 sont manquantes.

Sur l'ensemble de la période, la fréquence des prélèvements aux stations principales et à la station témoin a fluctué : hebdomadaire (1979-1981), bimensuelle (1981-1986) et mensuelle (1986-1996). Lors des campagnes estivales d'échantillonnage, les stations principales et la station témoin et 13 stations *secondaires* ont été échantillonnées mensuellement

entre juillet et octobre en 1988, 1989 et 1990 et entre mai et septembre en 1996.

La structure du réseau-rivières ainsi que les descripteurs physico-chimiques analysés sont présentés dans Grimard *et al.*, (1988) et dans le dépliant du réseau-rivières (MENVIQ, 1991). En plus de caractériser globalement certains tronçons homogènes de rivière, les données colligées à la station *témoin* et aux stations *principales* permettent d'étudier la variabilité temporelle à long terme (détection de tendances) et à court terme (cycles annuels de variation) de la qualité de l'eau. Les stations *secondaires* qui viennent s'ajouter à la station témoin et aux stations principales en période estivale permettent d'accroître la couverture du bassin et de mieux cerner la variabilité spatiale.

Trente stations secondaires réparties sur le tronçon principal de la rivière Chaudière et deux stations situées sur le Bras Saint-Victor ont fait l'objet d'un échantillonnage particulier lors de l'été 1994 (annexes 1b et 1c). Localisées à proximité des rives (contrairement à celles du réseau-rivières qui sont situées au centre des rivières) en amont et en aval de sources connues de pollution ou de tributaires de la rivière Chaudière, elles ont été échantillonnées à deux reprises (juillet et septembre). Cette campagne visait à fournir un portrait de la qualité de l'eau en rive afin de permettre l'interprétation des données obtenues sur l'intégrité des communautés benthiques (Pelletier et St-Onge, 1998) et ichtyologiques (Martel et Richard, 1998).

La numérotation des stations du réseau-rivières utilise les deux derniers chiffres du numéro BQMA précédés d'une lettre (H, M ou B) qui indique le secteur de la rivière où elles sont situées. La numérotation des stations du réseau biologique résulte de l'ordination de toutes les stations de mesure de l'aval vers l'amont. La station 1 se situe à l'embouchure tandis que la station 30 se trouve le plus en amont. Le kilométrage des stations à partir de l'embouchure de la rivière permet de positionner les stations des différents projets d'étude les unes par rapport aux autres sur le tronçon principal.

### Méthodes d'analyse des données

Parce que la majorité des données considérées dans la présente étude couvre une période de 18 années, une vérification a tout d'abord été effectuée afin de s'assurer de la compatibilité des méthodes d'échantillonnage, de conservation des échantillons

et d'analyse des différents descripteurs utilisés au fil des ans. La création et la validation de la matrice de données ont été réalisées à l'aide du progiciel SAS (SAS Institute Inc., 1985). Les données aberrantes ou très élevées ont été vérifiées à partir des archives.

L'exercice de validation a de plus permis de constater plusieurs irrégularités concernant les données sur le cuivre, le plomb et le zinc (imprécisions et inexactitudes). Pour ces raisons, seules les données sur le cuivre colligées à partir de juin 1988 ont été retenues pour le calcul des statistiques descriptives. Aucune donnée n'a été retenue pour le plomb et le zinc.

Les statistiques descriptives en rapport avec les descripteurs analysés sont présentées à l'annexe 2 pour chacune des stations du réseau-rivières. Pour traiter les mesures inférieures au seuil de détection des méthodes analytiques, nous avons substitué à leur place une valeur équivalant à la moitié de la valeur du seuil (Newman *et al.*, 1989). Cette convention a permis, entre autres, le calcul des différents paramètres statistiques (moyenne, médiane, etc.) sur les différents ensembles de données de la période 1989-1996 (annexes 2a, 2b et 2c). Les statistiques de la période 1976-1988 ont été rapportées par Simoneau (1991).

Notons que dans le cas des métaux, les seuils de détection ont été abaissés à partir de juillet 1991. Ce changement méthodologique a été pris en compte dans le calcul des statistiques descriptives. Dans le cas du fer et de l'aluminium, la fraction soluble à l'acide a dû être utilisée à des fins de comparaison avec les critères de qualité relatifs à la protection de la vie aquatique (U.S. EPA, 1988). Des facteurs de correction de 0,50 et 0,66 ont été utilisés pour estimer, à partir des formes totales de fer et d'aluminium, les fractions solubles à l'acide. Ces facteurs de correction ont été obtenus à partir de la comparaison des formes filtrées et non filtrées (0,45 µm) mesurées lors d'un échantillonnage intensif de plusieurs rivières du Québec (Hébert, 1994; données non publiées).

L'analyse des données a été effectuée de manière à rendre compte de la variabilité spatiale et temporelle de la qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière. Pour ce faire, nous avons dans un premier temps brossé un portrait spatial récent de la qualité de l'eau à partir des données recueillies en 1996 à toutes les stations d'échantillonnage (annexe

2b). Nous avons comparé ce portrait à celui obtenu antérieurement pour les étés 1988, 1989 et 1990 (annexe 2c).

Afin d'évaluer la qualité de l'eau de la rivière Chaudière en fonction des différents usages qu'elle peut offrir, les données physico-chimiques ont été soumises à la grille de critères retenus par le MEF pour les différents usages de l'eau (MENVIQ, 1990; rév. 1992). Chaque usage nécessite une eau dont la qualité respecte des critères spécifiques. On pense ici à la protection de la santé humaine et des organismes vivants, au maintien des écosystèmes aquatiques (animaux et plantes) ainsi qu'à l'utilisation de l'eau pour les sports de contact direct (baignade, planche à voile, etc.) et indirect (nautisme, pêche sportive, etc.). Le jugement porté sur les différents usages repose sur le pourcentage de prélèvements qui présentent un ou des dépassements de critères. Lorsque plus de la moitié des échantillons prélevés à une station affichent des dépassements de critères pour un usage donné, on considère alors que la qualité de l'eau ne permet pas cet usage.

Afin de synthétiser les renseignements contenus dans les données et produire une évaluation de la qualité générale de l'eau, nous avons calculé un indice de qualité de l'eau (IQBP; Hébert, 1996) basé sur des descripteurs bactériologique et physico-chimiques conventionnels L'IQBP, qui utilise les mesures de dix descripteurs (sous-indices), est calculé pour chaque échantillon prélevé à chacune des stations échantillonnées lors des tournées estivales 1988 à 1990 (12 prélèvements) et 1996 (5 prélèvements). La mesure de chacun des descripteurs est tout d'abord transposée, par le biais d'une courbe de transformation, en une cote qui varie de 0 à 100. Par la suite, l'IQBP prend la valeur numérique du descripteur qui affiche la plus faible cote au sein de l'échantillon (facteur déclassant). Le pointage final attribué à une station correspond à la médiane des cotes individuelles calculées pour cette station.

Par la suite, l'étude des variations temporelles de la qualité de l'eau a été faite à deux niveaux : soit les fluctuations à court terme (cycles annuels) et les fluctuations à long terme (détection de tendances). Les cycles annuels ont été générés à partir des statistiques mensuelles de la période de 1989 à 1996 et traduits en figures. Cet exercice visait à vérifier les fluctuations saisonnières des descripteurs afin de s'assurer qu'elles ne révélaient aucune anomalie. Une déformation du patron naturel de variation d'un descripteur (pic anormal) peut parfois indiquer la

présence d'une source particulière de pollution. Ces cycles ont été comparés à ceux de la période 1976-1988 (Simoneau, 1991).

Nous avons utilisé les séries chronologiques de données colligées aux stations principales pour l'étude des changements à long terme de la qualité de l'eau. Cet examen visait la détection de tendances statistiquement significatives dans l'évolution des mesures de certains descripteurs. Basé sur des méthodes d'analyse non paramétrique, il a été réalisé à l'aide du progiciel WQSTAT 2,0 (Phillips *et al.*, 1989). L'ensemble des cycles annuels et des séries temporelles des principaux descripteurs analysés se trouvent aux annexes 3a et 3b respectivement.

En dernier lieu, nous avons calculé les flux massiques d'azote et de phosphore à l'aide du progiciel FLUX (Walker 1987, 1990), spécialement conçu pour les situations où des séries continues de débits journaliers sont disponibles combinées à des mesures ponctuelles de concentrations qui couvrent l'ensemble des conditions hydrologiques. Parmi les six méthodes de calcul offertes, nous avons retenu la méthode d'estimation par ratio de Beale en raison de sa robustesse (Dolan *et al.*, 1981; Heidtke *et al.*, 1987) Afin de réduire la variance de l'estimation, nous avons divisé les données en deux strates en se servant du débit moyen annuel comme point de séparation, tel que suggéré par Walker (1987).

Des flux moyens saisonniers ont été calculés afin de connaître l'évolution temporelle des flux tout au long de l'année. De façon analogue, des apports moyens annuels ont été évalués pour la période 1979-1996 afin de suivre l'évolution temporelle des charges de N et de P. Pour mettre en évidence l'impact de la déphosphatation des eaux usées municipales, nous avons calculé et suivi l'évolution des flux et des concentrations de P pour la période du 15 mai au 15 novembre à chacune des stations. Finalement, en raison des tendances observées à certaines stations dans les apports annuels, seules les données de la période 1992-1996 ont servi à l'étude de la répartition spatiale des charges afin de déterminer les tronçons qui transportent les plus grandes quantités de N et de P. Les apports des quatre tronçons de la rivière Chaudière et de la rivière Beauvillage ont, par la suite, été pondérés par la superficie de territoire drainée afin de déterminer les taux d'exportation des substances nutritives par unité de surface (kg/ha).

Dans le but de compléter l'analyse des données physico-chimiques sur la qualité de l'eau et de porter un jugement sur l'impact des ouvrages d'assainissement urbain, le Service d'évaluation du milieu aquatique et du suivi des travaux (SEMAT) de la Direction des écosystèmes aquatiques a procédé au cours des étés 1996 et 1997 à un examen visuel des cours d'eau en amont et en aval des stations d'épuration municipales déjà en service. Le suivi visuel sert essentiellement à évaluer la récupération esthétique attribuable au PAEQ et l'impact résiduel sur le milieu récepteur des émissaires des stations de traitement des eaux usées et des ouvrages de surverse. Il ne permet pas de se prononcer sur l'efficacité du traitement implanté, puisqu'il s'agit uniquement d'une appréciation visuelle de la qualité de l'eau. Cependant, de concert avec le suivi du rendement des stations d'épuration qui relève, quant à lui, de la Direction de l'assainissement urbain (DAU) du MAM et des directions régionales, il peut aider à mettre en évidence certaines lacunes des ouvrages de traitement lorsqu'ils entraînent une détérioration significative du cours d'eau.

Les méthodes analytiques de laboratoire concernant les descripteurs retenus sont présentées à l'annexe 4. Les documents de McNeely *et al.* (1980) et du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) (1987) constituent des sources complémentaires de renseignements sur les descripteurs de la qualité de l'eau. Les méthodes de traitement des données sont présentées en détail dans Simoneau (1991), ainsi que dans Primeau et Grimard (1989).

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### État actuel de la qualité de l'eau

Nous présentons d'abord l'évaluation de la qualité de l'eau faite en fonction des critères établis pour protéger la vie aquatique, prévenir l'eutrophisation et permettre la pratique d'activités récréatives. Suit ensuite l'évaluation de la qualité générale de l'eau effectuée à partir de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP). Ces deux exercices utilisent les données colligées lors de la tournée estivale d'échantillonnage 1996 afin de produire une image récente de la qualité des eaux et comparent les résultats obtenus avec ceux des étés 1988 à 1990.



### *Vie aquatique*

De façon générale, la composition des eaux du bassin de la rivière Chaudière ne montre pas un potentiel élevé de toxicité chronique pour la vie aquatique pour ce qui est des descripteurs physico-chimiques conventionnels (tableau 1). L'ensemble des stations échantillonnées à l'été 1996 présente une qualité bonne ou satisfaisante à ce chapitre. L'absence de mesures de fer et d'aluminium en 1996 pourrait expliquer l'amélioration observée pour six stations par rapport à 1988-1990. En effet, les dépassements du critère de qualité de ces deux descripteurs expliquaient en grande partie la qualité douteuse ou mauvaise attribuée à ces stations situées pour la plupart (cinq sur six) sur des tributaires de la rivière Chaudière. Associées à des mesures élevées de MES et de turbidité, il semble toutefois qu'une partie importante de l'aluminium et du fer soit liée aux fines particules de sol transportées par l'érosion et ne soit pas biodisponible.

### *Potentiel d'eutrophisation*

Le phosphore est l'élément nutritif qui limite habituellement la production primaire dans les eaux de surface (Wetzel, 1975). Si on compare les concentrations de P enregistrées à l'été 1996 avec celles observées au cours de la période 1988-1990 (tableau 1), on note une baisse généralisée des mesures de ce descripteur qui découle en grande partie des efforts d'assainissement déployés depuis 1979 (réduction des rejets) et, dans une moindre mesure, des conditions hydrologiques particulières observées à l'été 1996 (dilution des rejets).

À toutes les stations de la haute et de la moyenne Chaudière, à l'exception de la rivière Savoie, les concentrations de P respectaient le critère de 0,03 mg P/l adopté par le MEF (MENVIQ, 1990, rév. 1992) pour réduire la prolifération des algues et des macrophytes dans les cours d'eau. Les concentrations élevées de la rivière Savoie (station M49) découlent des activités d'élevage intensif qui prennent place dans ce sous-bassin et de la pollution résiduelle urbaine. En dépit de diminutions significatives, la situation observée dans la basse Chaudière est toutefois demeurée inchangée par rapport aux étés 1988-1990 pour ce qui est de la fréquence de dépassement du critère de qualité. Sur la base des concentrations de P mesurées, les eaux de la basse Chaudière affichent donc un potentiel de production primaire élevé qui peut s'exprimer lorsque les conditions physiques appropriées sont présentes

(température, transparence, lumière, écoulement lent, etc.). Les travaux d'assainissement urbain, terminés à 95 % dans la haute et moyenne Chaudière et à 25 % dans la basse Chaudière (Simoneau *et al.*, 1998), de même que la prépondérance des activités agricoles dans la basse Chaudière expliquent la situation du phosphore dans le bassin.

### *Activités récréatives*

L'évaluation de la qualité bactériologique des eaux de la rivière Chaudière et de ses tributaires ne vise qu'à donner une idée générale de la qualité de l'eau pour la baignade (contact direct) et les activités récréatives qui ne nécessitent qu'un contact indirect avec l'eau (nautisme léger, pêche, etc.). D'une part, les prélèvements ont été effectués au centre des cours d'eau, à des endroits qui ne correspondent pas nécessairement à des sites habituellement fréquentés pour la baignade et, d'autre part, le protocole suivi n'est pas celui utilisé normalement pour la surveillance des plages publiques. Les résultats obtenus ne permettent donc pas de conclure de façon catégorique sur la possibilité ou non d'exercer ces usages sans aucun risque. En dépit de cette limitation, les résultats observés sont en conformité avec l'état d'avancement des travaux d'assainissement urbain.

Même si la qualité bactériologique des eaux du bassin de la rivière Chaudière en 1996 montre une amélioration par rapport à celle de 1988-1990 (tableau 2), 10 des 18 stations échantillonnées affichaient une eau de qualité douteuse ou mauvaise pour la baignade. Même si ces chiffres suggèrent que le bassin recèle un potentiel restreint pour cet usage, il faut toutefois mentionner que sa récupération à l'intérieur du Programme d'assainissement n'était visée que pour certains endroits dans le bassin. La qualité bactériologique douteuse observée à Notre-Dame-des-Pins (station M4) semble liée aux débordements des ouvrages de surverse de Saint-Georges, tandis que la mauvaise qualité enregistrée pour le Bras Saint-Victor (station M7) et l'embouchure de la rivière Chaudière (station B50) découle des rejets non traités au moment de l'étude de la municipalité de Saint-Victor pour ce qui est du Bras Saint-Victor, et de ceux de Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur en ce qui concerne la rivière Chaudière.

En revanche, le niveau de contamination microbienne était beaucoup moins contraignant en



Tableau 1 Évaluation de la qualité de l'eau au cours des étés 1988 à 1990 et 1996 en fonction des critères pour la protection de la vie aquatique et l'eutrophisation des cours d'eau

STATION Localisation (Rivière)	Numéro	ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU <sup>a</sup>			
		Potentiel de toxicité pour la vie aquatique <sup>b</sup>		Potentiel d'eutrophisation lié au phosphore <sup>c</sup>	
		1988-90 (n = 12)	1996 (n = 5)	1988-1990 (n = 12)	1996 (n = 5)
<b>Haute Chaudière</b>					
aval du lac Mégantic	H46			B <sup>d</sup>	A
au sud-ouest de Saint-Ludger	H6			A	A
du Loup, près d'Armstrong	H41			A	A
du Loup, près de son embouchure	H42			B	A
barrage Sartigan (amont de Saint-Georges)	H43			A	A
<b>Moyenne Chaudière</b>					
Rau des Acadiens, nord-ouest de St-Prosper	M47		a. d.	-	- a. d.
Famine, à St-Georges-de-Beauce	M9			A	A
Pozer, amont du parc récréatif	M84	a. d.		- a. d.	A
à Notre-Dame-des-Pins	M4			B	A
à Beauceville	M44			B	A
du Cinq, sud-ouest de St-Jules-de-Beauce	M48			B	A
Bras Saint-Victor, amont du ru. des Ormes	M7			B	A
Rau des Fermes, près de St-Joseph-de-Beauce	M45			B	A
Savoie, près de St-Elzéar-de-Beauce	M49			C	C
à Scott	M14			B	A
<b>Basse Chaudière</b>					
Bras d'Henri, nord-est de St-Gilles	B51			E	E
Beaurivage, au pont-route à St-Étienne	B34			D	C
à la prise d'eau de Charny	B33			C	B
à son embouchure à Saint-Romuald	B50			C	B

a : Classes de qualité :



Bonne :

(aucun prélèvement avec dépassements)

Satisfaisante :

(1 à 25 % des prélèvements avec dépassements)

Douteuse :

(25 à 50 % des prélèvements avec dépassements)

Mauvaise :

(> 50 % des prélèvements avec dépassements)

Aucune donnée

Critères de qualité de l'eau considérés (MENVIQ, 1990, rév. 1992) :

b : Vie aquatique :

Fer : 0,30 mg/l

DBO5 : 3,0 mg O<sub>2</sub>/l

Oxygène dissous : 5 mg/l

6,5 < pH < 9,0

Al : 0,087 si 6,5 < pH < 9,0

NH<sub>3</sub> : selon température

et pH

c : Eutrophisation

30 µg P/l

d : Cote moyenne du sous-indice phosphore

(IQBP) pour 1988-1990 et 1996

Tableau 2 Évaluation de la qualité de l'eau au cours des étés 1988 à 1990 et 1996 en fonction des critères pour la baignade et les sports nautiques

STATION Localisation (Rivière)	Numéro	ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU <sup>a</sup>			
		Potentiel pour la baignade (contact direct) <sup>b</sup>		Potentiel pour sports nautiques (contact indirect) <sup>c</sup>	
		1988-1990 (n = 12)	1996 (n = 5)	1988-1990 (n = 12)	1996 (n = 5)
<b>Haute-Chaudière</b>					
aval du lac Mégantic	H46				x <sup>d</sup>
au sud-ouest de Saint-Ludger	H6				x
du Loup, près d'Armstrong	H41				x
du Loup, près de son embouchure	H42				x
barrage Sartigan (amont de Saint-Georges)	H43				x
<b>Moyenne-Chaudière</b>					
Ruis. des Acadiens, nord-ouest de St-Prosper	M47		a. d.		x a. d.
Famine, à St-Georges-de-Beauce	M9				x
Pozer, amont du parc récréatif	M84	a. d.		a. d.	x
à Notre-Dame-des-Pins	M4		x		
à Beauceville	M44				x
du Cinq, sud-ouest de St-Jules-de-Beauce	M48				x
Bras Saint-Victor, amont du ru. des Ormes	M7		x		
Ruis. des Fermes, près de St-Joseph-de-Beauce	M45				x
Savoie, près de St-Elzéar-de-Beauce	M49				x
à Scott	M14				x
<b>Basse-Chaudière</b>					
Bras-d'Henri, au nord-est de St-Gilles	B51				x
Beaurivage, au pont-route à St-Étienne	B34				x
à la prise d'eau de Charny	B33				x
à son embouchure à Saint-Romuald	B50		x		
<b>a : Classes de qualité :</b>			<b>Bonne</b>		
			(aucun échantillon avec dépassements)		
			<b>Satisfaisante</b>		
			(1 à 25 % des échantillons avec dépassements)		
			<b>Douteuse</b>		
			(25 à 50 % des échantillons avec dépassements)		
			<b>Mauvaise</b>		
			(> 50 % des échantillons avec dépassements)		
		a. d.	<b>Aucune donnée</b>		

Critères de qualité de l'eau considérés (MENVIQ, 1990, rév. 1992) :

**b : Baignade :**

< 200 coliformes fécaux/100 ml  
5,0 < pH < 9,0

**c : Sports nautiques :**

< 1 000 coliformes fécaux/100 ml

**d :** la lettre x identifie un

usage visé

1996 pour les sports nautiques puisque la qualité variait de bonne à satisfaisante pour 16 des 18 stations surveillées (tableau 2). Pour les raisons évoquées plus tôt, seules les stations du Bras Saint-Victor (M7) et de l'embouchure de la rivière Chaudière (B50) présentaient encore une mauvaise qualité bactériologique susceptible de limiter la pratique des activités nécessitant un contact indirect avec l'eau. La qualité visée par les interventions d'assainissement était donc atteinte, ou même surpassée, pour la quasi-totalité des stations du bassin.

### *Qualité générale de l'eau*

Contrairement à l'évaluation de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique et des usages qui reposent sur la proportion des échantillons présentant un ou plusieurs dépassements de critères pour un usage donné, l'évaluation de la qualité générale de l'eau par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) retient la mesure la plus défavorable enregistrée parmi les mesures des dix descripteurs qui composent l'indice.

Le calcul de l'IQBP effectué sur les données de 1996 (tableau 3) révèle que 12 des 14 des stations de la haute et moyenne Chaudière présentaient une eau de bonne qualité (classe A) ou de qualité satisfaisante (classe B). Ces résultats reflètent l'amélioration de la qualité des eaux puisque les mêmes calculs effectués sur les données de 1988-1990 (tableau 4) révélèrent que seulement 6 des 14 stations surveillées au cours de cette période avaient des eaux de classe A ou B. La pollution microbienne des eaux du Bras Saint-Victor (station M9) par les rejets non traités de Saint-Victor expliquait la qualité douteuse observée pour ce cours d'eau; tandis que les concentrations élevées de P de la rivière Savoie (station M49) justifiait la classe D (mauvaise qualité) attribuée aux eaux de cette rivière.

Dans la basse Chaudière, seule la station de la prise d'eau de Charny (B33) présentait en 1996 une eau de qualité satisfaisante (tableau 3), ce qui constitue une amélioration par rapport à 1988-1990 (tableau 4). Même si les concentrations de P notées en 1996 dans la rivière Beurivage (station B34) représentent une baisse comparativement à 1988-1990, elles demeurent encore importantes et expliquent la classe C (qualité douteuse) attribuée aux eaux de cette rivière. De façon similaire, la baisse de P enregistrée en 1996 pour le Bras-d'Henri (station B51) représente une amélioration par rapport aux données

antérieures 1988-1990, mais le P est encore l'élément qui limite la qualité de l'eau à cette station (classe D). Finalement, les rejets urbains de Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur non traités au moment de l'étude font en sorte que la pollution microbienne importante observée à l'embouchure de la rivière Chaudière (station B50) est à l'origine de la très mauvaise qualité de l'eau (classe E) évaluée par l'IQBP.

### **Objectifs d'assainissement**

Jusqu'à présent, l'évaluation de la qualité des eaux a été faite de façon arbitraire à partir des grilles de critères de qualité établies pour la protection de la vie aquatique et des usages liés au milieu aquatique. Ainsi, nous avons évalué la qualité de l'eau pour la baignade à toutes les stations, même si dans certains cas, cette activité récréative n'était pas pratiquée et ne faisait pas partie des usages à préserver ou à récupérer. Nous allons maintenant porter un jugement sur la qualité des eaux en fonction des objectifs visés par les interventions d'assainissement, c'est-à-dire la qualité souhaitée pour assurer le maintien ou la récupération des usages propres à chaque station (annexe 5).

Le tableau 5 présente pour trois paramètres clés de l'assainissement des eaux, soit les coliformes fécaux (pollution microbienne), la DBO<sub>5</sub> (matière organique biodégradable) et le phosphore (potentiel d'eutrophisation), la qualité observée à l'été 1996 par rapport à la qualité visée déterminée par les usages à préserver ou à récupérer. Les trois descripteurs étant des sous-indices de l'IQBP, l'objectif visé est exprimé en classe de qualité (habituellement A ou B) qui correspond à une plage de mesures. À titre d'exemple, la baignade nécessite une eau de classe A dont la plage de mesures varie de 0 à 200 UFC/100 ml, tandis que les activités qui nécessitent un contact indirect avec l'eau exigent une eau de classe B (200 à 1 000 UFC/100 ml).

L'examen des résultats révèle que les objectifs visés étaient atteints partout dans la haute Chaudière et qu'ils l'étaient presque tous dans la moyenne Chaudière, ce qui reflète bien l'état d'avancement des interventions d'assainissement dans ces deux secteurs. De bonne qualité par temps sec (classe A), la qualité bactériologique observée à Notre-Dame-des-Pins devient déficiente lors du débordement des ouvrages de surverses de Saint-Georges, ce qui explique sa cote B. La station d'épuration de Saint-Victor n'étant pas prévue avant l'automne 1998, la

Tableau 3 Qualité générale des eaux du bassin de la rivière chaudière à l'été 1996 évaluée par l'indice de qualité de l'eau (IQBP)

STATION		IQBP <sup>a</sup>			
Localisation (Rivière)	Numéro	Valeur médiane	Classe <sup>b</sup>	Qualité d'eau été 1996	Facteur limitant <sup>c</sup>
<b>Haute Chaudière</b>					
aval du lac Mégantic	H46	67,8	B	Satisfaisante	
au sud-ouest de Saint-Ludger	H6	79,7	B	Satisfaisante	
du Loup, près d'Armstrong	H41	70,9	B	Satisfaisante	
du Loup, à son embouchure	H42	75,2	B	Satisfaisante	
barrage Sartigan (amont de Saint-Georges)	H43	69,7	B	Satisfaisante	
<b>Moyenne Chaudière</b>					
Famine, à Saint-Georges-de-Beauce	H9	87,4	A	Bonne	
Pozér, en amont du parc récréatif	H84	69,7	B	Satisfaisante	
à Notre-Dame-des-Pins	H4	79,2	B	Satisfaisante	
à Beauceville	H44	81,2	A	Bonne	
du Cinq, au sud-ouest de St-Jules-de-Beauce	H48	74,9	B	Satisfaisante	
Bras St-Victor, en amont du ruisseau des Orr	H7	40,8	C	Douteuse	Coliformes
Ru. des Fermes, près de St-Joseph-de-Beauce	H45	82,9	A	Bonne	
Savoie, près de St-Elzéar-de-Beauce	H49	39,6	D	Mauvaise	P
à Scott	H14	74,5	B	Satisfaisante	
<b>Basse Chaudière</b>					
Bras-d'Henri, au nord-est de Saint-Gilles	B51	10,4	E	Très mauvaise	P
Beaurivage, au pont-route à Saint-Étienne	B34	51,2	C	Douteuse	P
à la prise d'eau de Charny	B33	63,2	B	Satisfaisante	
à son embouchure à Saint-Romuald	B50	0,4	E	Très mauvaise	Coli, P

a : Descripteurs considérés dans le calcul de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (Hébert, 1996) :

Azote ammoniacal	MES	DBO5
Nitrates-nitrites	Turbidité	Coliformes fécaux
Phosphore total	pH	Chlorophylle a
		Oxygène dissous

b : Classe de qualité de l'IQBP :

- A (80-100) : **bonne qualité** permettant généralement tous les usages, y compris la baignade
- B (60-80) : **qualité satisfaisante** permettant généralement la plupart des usages
- C (40-60) : **qualité douteuse**, certains usages risquent d'être compromis
- D (20-40) : **mauvaise qualité**, la plupart des usages risquent d'être compromis
- E (0-20) : **très mauvaise qualité**, tous les usages risquent d'être compromis

Tableau 4 Qualité générale des eaux du bassin de la rivière chaudière au cours des étés 1988 à 1990 évaluée par l'indice de qualité de l'eau (IQBP)

STATION		IQBP <sup>a</sup>			
Localisation (Rivière)	Numéro	Valeur médiane	Classe <sup>b</sup>	Qualité d'eau étés 1988-1990	Facteur limitant <sup>c</sup>
<b>Haute Chaudière</b>					
aval du lac Mégantic	H46	65,4	B	Satisfaisante	
au sud-ouest de Saint-Ludger	H6	76,0	B	Satisfaisante	
du Loup, près d'Armstrong	H41	72,3	B	Satisfaisante	
du Loup, à son embouchure	H42	65,8	B	Satisfaisante	
barrage Sartigan (amont de Saint-Georges)	H43	56,3	C	Douteuse	Turbidité
<b>Moyenne Chaudière</b>					
Rau. des Acadiens, au nord-ouest de St-Prosper	M47	59,4	C	Douteuse	Coliformes
Famine, à Saint-Georges-de-Beauce	M9	55,5	C	Douteuse	Turbidité
à Notre-Dame-des-Pins	M4	63,9	B	Satisfaisante	
à Beauceville	M44	32,7	D	Mauvaise	Coliformes
du Cinq, au sud-ouest de St-Jules-de-Beauce	M48	53,4	C	Douteuse	Coliformes
Bras St-Victor, en amont du ruisseau des Orms	M7	15,0	E	Très mauvaise	Coliformes
Rau. des Fermes, près de St-Joseph-de-Beauce	M45	47,1	C	Douteuse	Coliformes
Savoie, près de St-Elzéar-de-Beauce	M49	33,3	D	Mauvaise	Nitrates
à Scott	M14	60,3	B	Satisfaisante	
<b>Basse Chaudière</b>					
Bras-d'Henri, au nord est de St-Gilles	B51	19,7	E	Très mauvaise	P
Beaurivage, au pont-route à Saint-Etienne	B34	33,2	D	Mauvaise	P
à la prise d'eau de Charny	B33	52,6	C	Douteuse	P
à son embouchure à Saint-Romuald	B50	0,4	E	Très mauvaise	Coliformes

a : Descripteurs considérés dans le calcul de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (Hébert, 1996) :

Azote ammoniacal	MES	DBO <sub>5</sub>
Nitrates-nitrites	Turbidité	Coliformes fécaux
Phosphore total	pH	Chlorophylle a
		Oxygène dissous

b : Classe de qualité :

- A (80-100) : **bonne qualité** permettant généralement tous les usages, y compris la baignade
- B (60-80) : **qualité satisfaisante** permettant généralement la plupart des usages
- C (40-60) : **qualité douteuse**, certains usages risquent d'être compromis
- D (20-40) : **mauvaise qualité**, la plupart des usages risquent d'être compromis
- E (0-20) : **très mauvaise qualité**, tous les usages risquent d'être compromis

c : Descripteur qui limite le plus fréquemment la qualité de l'eau en présentant la cote (0 - 100) la plus basse.

Tableau 5 Comparaison de la qualité de l'eau observée avec la qualité visée dans les tronçons et tributaires de la rivière Chaudière à l'été 1996

TRONÇON OU TRIBUTAIRE (Station d'échantillonnage du réseau-rivières)	Qualité observée par rapport à Qualité visée	Formes de pollution		
		Microbienne	Matière organique	Substances nutritives
<b>HAUTE-CHAUDIÈRE</b>				
À la sortie du lac Mégantic	Observée Visée	non mesuré A	non mesuré B	non mesuré A+
Du lac Mégantic à 3 km en aval (46)	Observée Visée	B B	A B	A A
Du lac Mégantic (46) à la rivière Drolet (06)	Observée Visée	A B	A B	A A
Rivière du Loup, tronçon amont jusqu'à Armstrong (41)	Observée Visée	A B	A B	A A
Rivière du Loup, d'Armstrong (41) à l'embouchure près de Jersey Mills (42)	Observée Visée	A B	A B	A A
De la rivière Drolet (06) au barrage Sartigan en amont de Saint-Georges (43)	Observée Visée	A B	A B	A A
<b>MOYENNE-CHAUDIÈRE</b>				
Rivière Famine à Saint-Georges (09)	Observée Visée	A B	A B	A A
Rivière Pozer à l'ouest de Saint-Georges (84)	Observée Visée	A B	A B	A A
Du barrage Sartigan (43) à Notre-Dame-des-Pins (04)	Observée Visée	B A	A B	A A
De Notre-Dame-des-Pins à Beauceville (44)	Observée Visée	A B	A B	A A
Rivière du Cinq au sud-ouest de Saint-Jules (48)	Observée Visée	B B	A B	A A
Rivière Bras Saint-Victor en aval de Saint-Victor (07)	Observée Visée	D A	A B	A A
Rivière des Fermes, près de Saint-Joseph-de-Beauce (45)	Observée Visée	A B	A B	A A
Rivière Savoie à Saint-Elzéar (49)	Observée Visée	B B	A B	C B
De Beauceville à Scott (14)	Observée Visée	A B	A B	A A
<b>BASSE-CHAUDIÈRE</b>				
Bras d'Henri au nord-est de Saint-Gilles (51)	Observée Visée	B B	B B	D C*
Rivière Beurivage à Saint-Etienne (34)	Observée Visée	A B	A B	C B
De Scott (14) à la prise d'eau de Charny (33)	Observée Visée	A B	A B	B A
De Charny (33) à l'embouchure à Saint-Romuald (50)	Observée Visée	E A	A B	B B

CLASSES DE QUALITÉ DE L'IQBP :	Classes	Coli. fécaux (UFC/100 ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l O <sub>2</sub> )	P total (mg/l)
Bonne qualité (amont de lacs)	A+	0 à 200	0,0 à 1,7	0 à 0,020
Bonne qualité (rivières)	A	0 à 200	0,0 à 1,7	0 à 0,030
Qualité satisfaisante	B	200 à 1000	1,7 à 3,0	0,030 à 0,050
Qualité douteuse	C	1000 à 2000	3,0 à 4,3	0,050 à 0,100
Mauvaise qualité	D	2000 à 3500	4,3 à 5,9	0,100 à 0,200
Très mauvaise qualité	E	> 3500	> 5,9	> 0,200

\* objectif provisoire

mauvaise qualité bactériologique du Bras Saint-Victor à l'été 1996 (classe D) provenait des rejets non encore traités de cette municipalité. Finalement, la rivière Savoie présentait en 1996 une eau dont les concentrations en P dépassaient l'objectif provisoire de 50 µg P/l. Ces concentrations s'expliquent en grande partie par l'importance des activités d'élevage dans ce sous-bassin et la pollution résiduelle des eaux traitées de Saint-Elzéar.

La basse Chaudière, le secteur du bassin le moins avancé sur le plan de l'assainissement urbain (Simoneau *et al.*, 1998), présentait en 1996 une très mauvaise qualité bactériologique à son embouchure près de Saint-Romuald. Cette situation s'expliquait par les rejets urbains non traités au moment de l'étude de trois municipalités populeuses du secteur, soit Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur. La mise en service en novembre 1997 de la station d'épuration de Saint-Nicolas, qui dessert maintenant ces trois municipalités, devrait toutefois améliorer la situation.

Par ailleurs, les deux stations situées dans le bassin de la rivière Beauvillage et celle de la station de filtration de Charny présentaient toutes trois des concentrations de P qui dépassaient les objectifs fixés. Ici encore, les activités agricoles intensives qui prennent place sur le territoire du Bras-d'Henri et de la rivière Beauvillage, notamment les productions animales qui génèrent des quantités importantes de fumiers, sont à l'origine des concentrations élevées de P. Située quelques kilomètres en aval de la confluence de la rivière Beauvillage avec la rivière Chaudière, la prise d'eau de la station de filtration de Charny montre des concentrations de P supérieures à l'objectif visé pour ce tronçon de rivière. La prise d'eau positionnée à la hauteur de Saint-Rédempteur dans le chenal principal de la rivière Chaudière se trouve dans la zone d'influence de la rivière Beauvillage et expliquerait les valeurs élevées de P.

### Variation spatiale de la qualité de l'eau

#### *Profil longitudinal de l'été 1996 (réseau-rivières)*

Parce qu'elles proviennent de stations situées dans des zones de mélange, placées au centre des rivières de manière à s'affranchir de l'influence des rives et des sources locales de pollution (rejets urbains ou industriels et tributaires), les données du réseau-rivières permettent d'étudier l'évolution amont-aval

de la qualité générale de l'eau de la rivière Chaudière.

Pour mieux visualiser l'évolution de la qualité de l'eau à l'été 1996 (annexe 2b), nous avons porté en graphique les médianes et les centiles 25 et 75 obtenus pour certains descripteurs à chacune des stations du réseau-rivières situées sur le cours principal de la rivière Chaudière (figures 2 et 3). Nous avons aussi indiqué sur ces graphiques les mesures enregistrées pour les tributaires au moyen d'un trait vertical dont la hauteur est égale à la médiane estivale. La partie supérieure des graphiques montrent l'emplacement des municipalités le long du cours d'eau de même que les points de confluence des tributaires échantillonnés.

Il ressort de l'examen des graphiques que les mesures des descripteurs sont en général plus faibles et moins variables (écart interquartile) dans la haute Chaudière. Les valeurs légèrement plus élevées observées pour l'azote total, le P total, la DBO<sub>5</sub> et les coliformes fécaux en aval de Lac-Mégantic illustrent l'impact de la pollution résiduelle de cette municipalité, mais respectent les objectifs d'assainissement établis pour l'aval de cette municipalité. La plupart des descripteurs montrent une progression plus ou moins régulière dans la moyenne et basse Chaudière qui s'accompagne d'une plus grande variabilité des mesures. Cette variabilité accrue semble associée à la présence de plusieurs tributaires et aux rejets urbains traités des nombreuses municipalités. La pente moyenne plus accentuée des tributaires de la moyenne Chaudière (Simoneau *et al.*, 1998) fait en sorte que ces cours d'eau réagissent plus rapidement à des épisodes pluvieux et viennent influencer la qualité des eaux du tronçon principal de la rivière.

Les rivières Savoie et Beauvillage se démarquent des autres tributaires du bassin en raison de leur caractère agricole, tandis que le Bras Saint-Victor se met surtout en évidence par sa mauvaise qualité bactériologique. Par ailleurs, la grande variabilité qui entoure les mesures de turbidité dans la moyenne Chaudière semble associée à la confluence des rivières Famine et Pozer dans le secteur, mais aussi à l'état des bandes riveraines qui sont parmi les plus dégradées du bassin (Saint-Jacques et Richard, 1998). Finalement, l'analyse des figures souligne de nouveau la détérioration de la qualité des eaux de la basse Chaudière, notamment dans la partie terminale de la rivière en aval de la rivière Beauvillage.



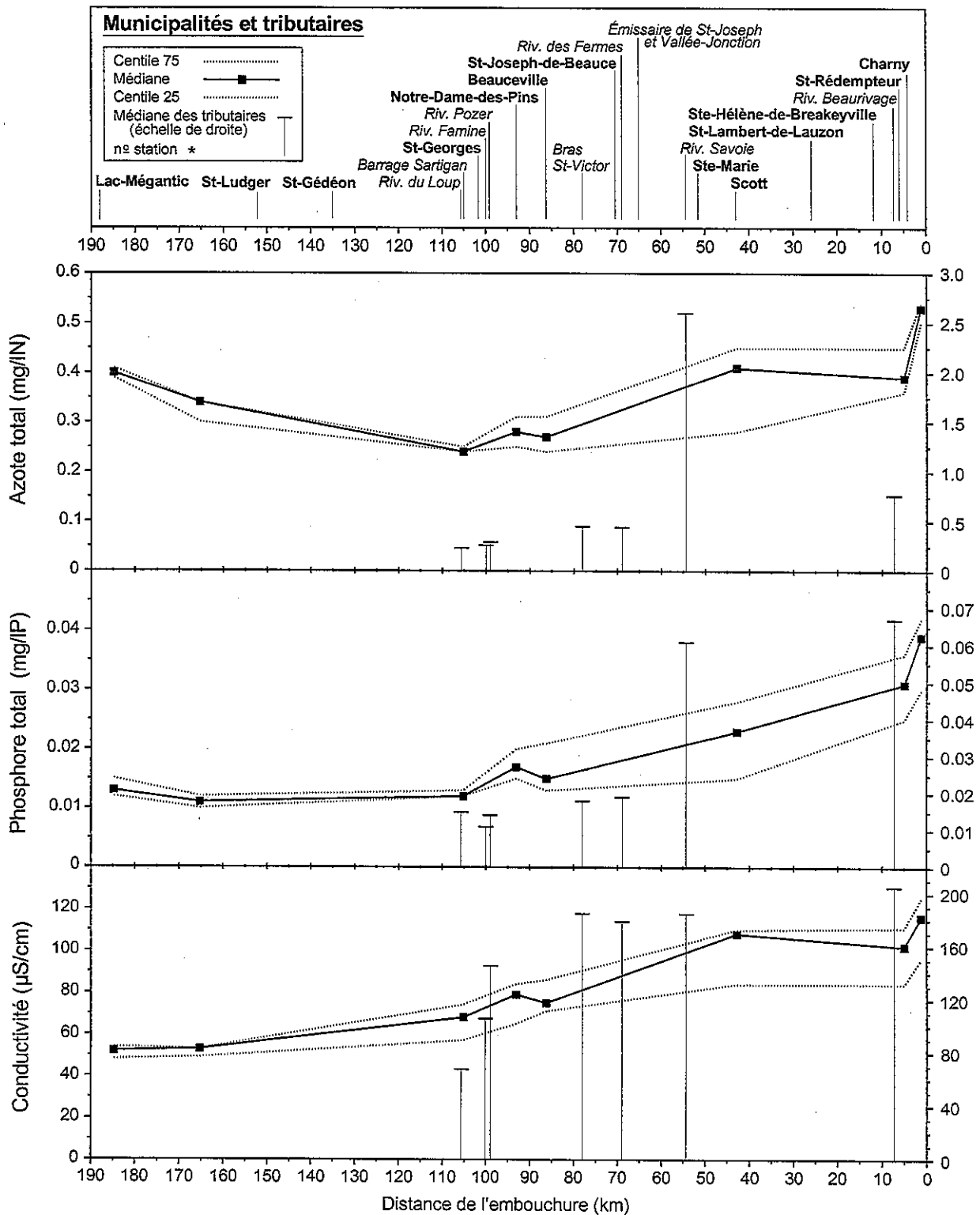


Figure 2 Variation spatiale des mesures d'azote total, de phosphore total et de conductivité sur le cours principal de la rivière Chaudière et mesures observées pour certains tributaires à l'été 1996

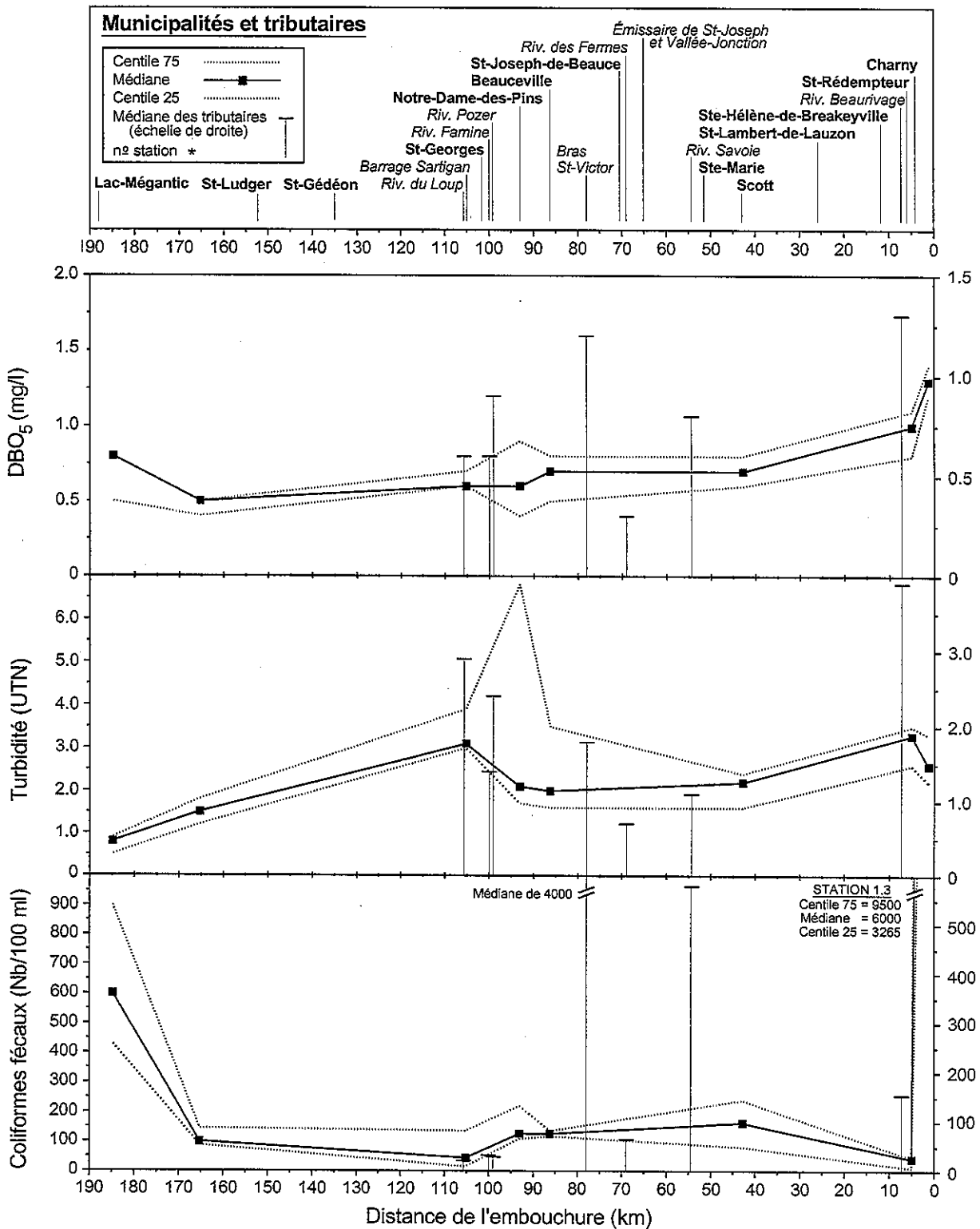


Figure 3 Variation spatiale des mesures de  $DBO_5$ , de turbidité et de coliformes fécaux sur le cours principal de la rivière Chaudière et mesures observées pour certains tributaires à l'été 1996

### *Profil longitudinal de l'été 1994 (réseau biologique)*

Lors de la campagne estivale d'échantillonnage des communautés biologiques en 1994, deux prélèvements d'eau ont été effectués, l'un en juillet l'autre en septembre, à chacune des 30 stations de la rivière Chaudière et aux deux stations du Bras Saint-Victor (annexe 2d). Échantillonnées à proximité des rives, les stations étaient positionnées tantôt sur la rive gauche, tantôt sur la rive droite, de façon à mesurer l'influence de certains rejets ponctuels et l'impact de certains tributaires sur le cours principal de la rivière. La prise d'échantillons d'eau à ces stations visait avant toute chose à caractériser sommairement le milieu aquatique sur le plan physico-chimique afin d'interpréter les résultats obtenus sur les communautés biologiques.

Ces résultats ont été portés en graphique afin de suivre l'évolution de la composition physico-chimique de l'eau en rive et de visualiser l'impact de certains rejets sur la qualité de l'eau de la rivière Chaudière et du Bras Saint-Victor. En raison du caractère local des résultats et des changements de rive effectués de l'amont vers l'aval, les données ne traduisent pas l'évolution générale de la qualité de l'eau de la rivière Chaudière.

Comme c'était le cas pour les résultats 1996 du réseau-rivières, les résultats enregistrés à l'été 1994 indiquent que les valeurs les plus faibles se trouvent habituellement dans la haute Chaudière pour l'ensemble des descripteurs (figures 4 et 5). La différence observée dans les mesures entre les données de juillet et celles de septembre s'explique en grande partie par les conditions météorologiques au moment des deux tournées d'échantillonnage. En effet, le mois de juillet 1994 s'est avéré plus humide que la moyenne des 18 dernières années, tandis que le mois de septembre s'est montré plus sec que la moyenne de la même période (Simoneau *et al.*, 1998). Les mesures enregistrées en 1994 sont légèrement plus élevées que celles de 1996, une situation qui s'explique par les débits estivaux plus faibles en 1994, la plus grande proximité des sources de pollution et par le mélange incomplet des rejets avec le milieu récepteur.

Mis à part certains pics qui traduisent l'influence locale de certains tributaires ou rejets ponctuels, les mesures des différents descripteurs montrent en général une augmentation plus ou moins régulière de l'amont vers l'aval qui rejoint le patron général

observé pour les stations du réseau-rivières en 1996. À proximité des rives, l'influence particulière des tributaires et des débordements d'ouvrages de surverse se fait ressentir plus fortement après un épisode de pluie.

Ainsi, l'impact de la rivière du Loup qui reçoit les débordements des ouvrages de surverse de Saint-Côme-Linière devient manifeste en juillet à la station 20, située près de la rive droite au barrage Sartigan. Elle se traduit notamment par des pics de P, de DBO<sub>5</sub> et de turbidité. De façon similaire, la station 19 située près de la rive gauche en aval de l'embouchure de la rivière Pozer montre l'influence de cette rivière et du débordement des ouvrages de surverse de Saint-Georges sur la qualité de l'eau (pics de P, d'azote total, de DBO<sub>5</sub> et de conductivité). Les stations 20 et 19 situées sur des rives opposées sont soumises à des pressions différentes. Pour cette raison, les écarts notés sur les graphiques pour les mesures de ces deux stations semblent exprimer davantage des différences entre la qualité de l'eau des deux rives qu'une évolution significative de l'amont vers l'aval. La station 11, située près de la rive gauche en aval de l'embouchure de la rivière Savoie, enregistre l'impact de ce tributaire agricole qui reçoit aussi les eaux usées traitées de Saint-Elzéar (pics de P, d'azote total, de coliformes fécaux, de DBO<sub>5</sub> et de turbidité).

Il est intéressant de noter qu'à partir de la station 11, un écart important apparaît dans les mesures de conductivité de juillet et de septembre qui vient souligner les différences de débits moyens mensuels mentionnées plus tôt. L'inversion observée dans les mesures aux stations 2 et 3 s'explique par le fait que la rivière Beauvillage présentait au moment de l'échantillonnage en juillet un débit plus faible qu'en septembre. Enfin, plusieurs descripteurs affichent des mesures élevées en aval de la rivière Beauvillage qui reflètent l'impact de ce tributaire agricole, des rejets municipaux de Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur qui n'étaient pas traités en 1994, de même que des rejets de certaines entreprises industrielles.

Pour ce qui est du Bras Saint-Victor (figure 6), les résultats montrent l'influence des rejets urbains non traités de Saint-Victor, qui se traduisent surtout par des concentrations de coliformes fécaux nettement plus élevées en aval de la municipalité, mais aussi par des mesures légèrement plus élevées pour le P total et la DBO<sub>5</sub>.

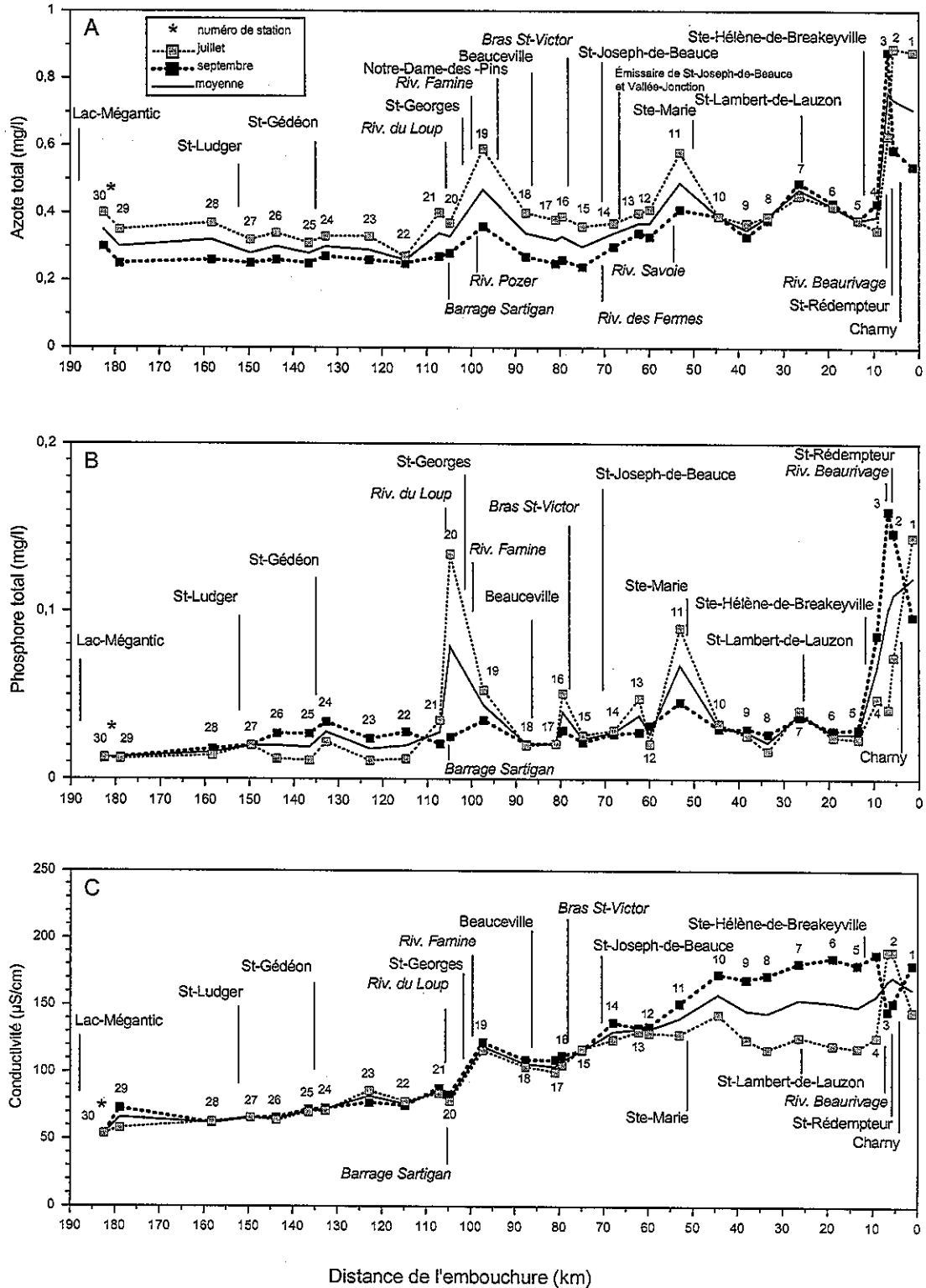


Figure 4 Variation spatiale des mesures: (A) d'azote total, (B) de phosphore total et (C) de conductivité enregistrées aux stations biologiques de la rivière Chaudière à l'été 1994

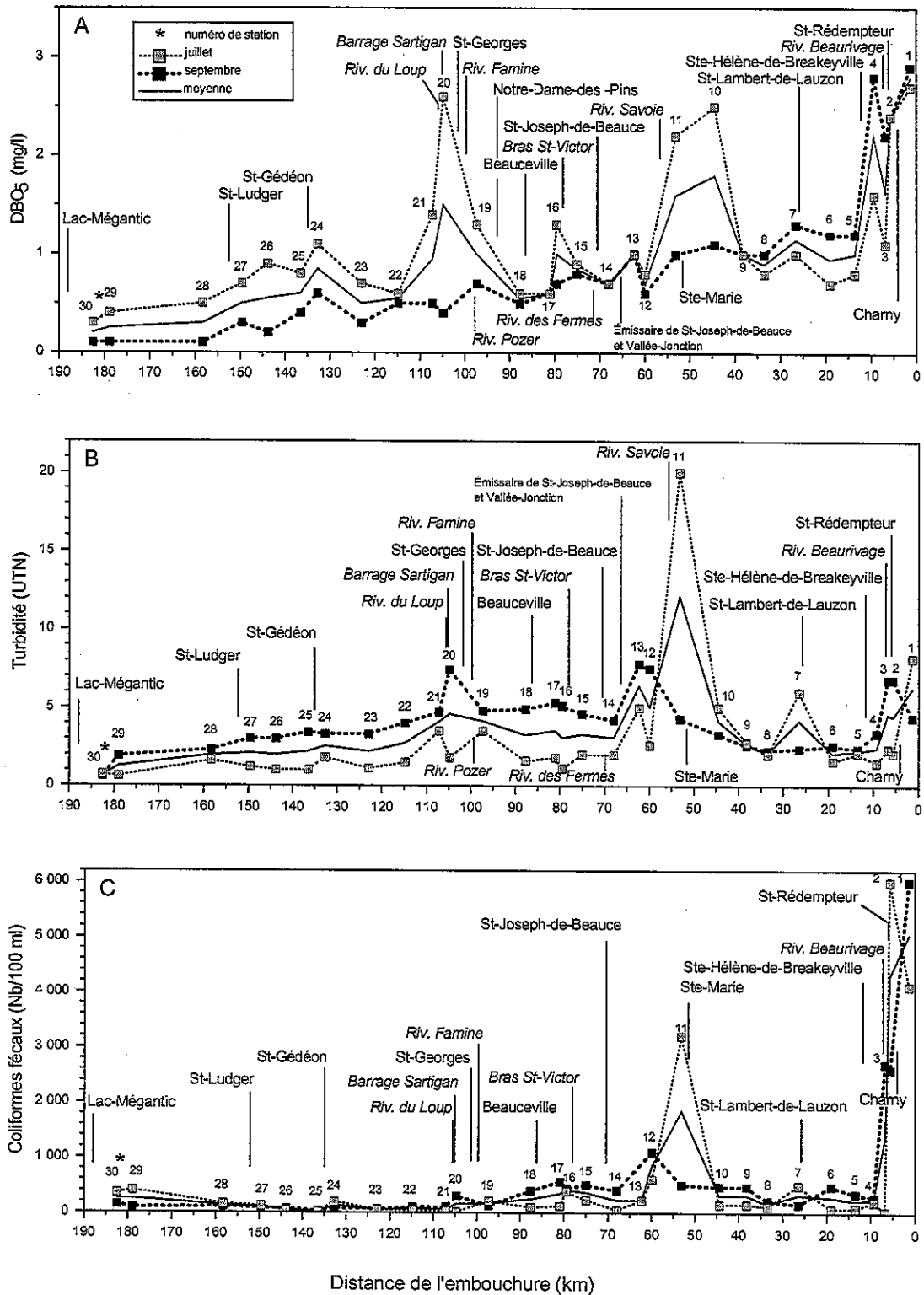


Figure 5 Variation spatiale des mesures: (A) de DBO<sub>5</sub>, (B) de turbidité et (C) de coliformes fécaux enregistrées aux stations biologiques de la rivière Chaudière à l'été 1994

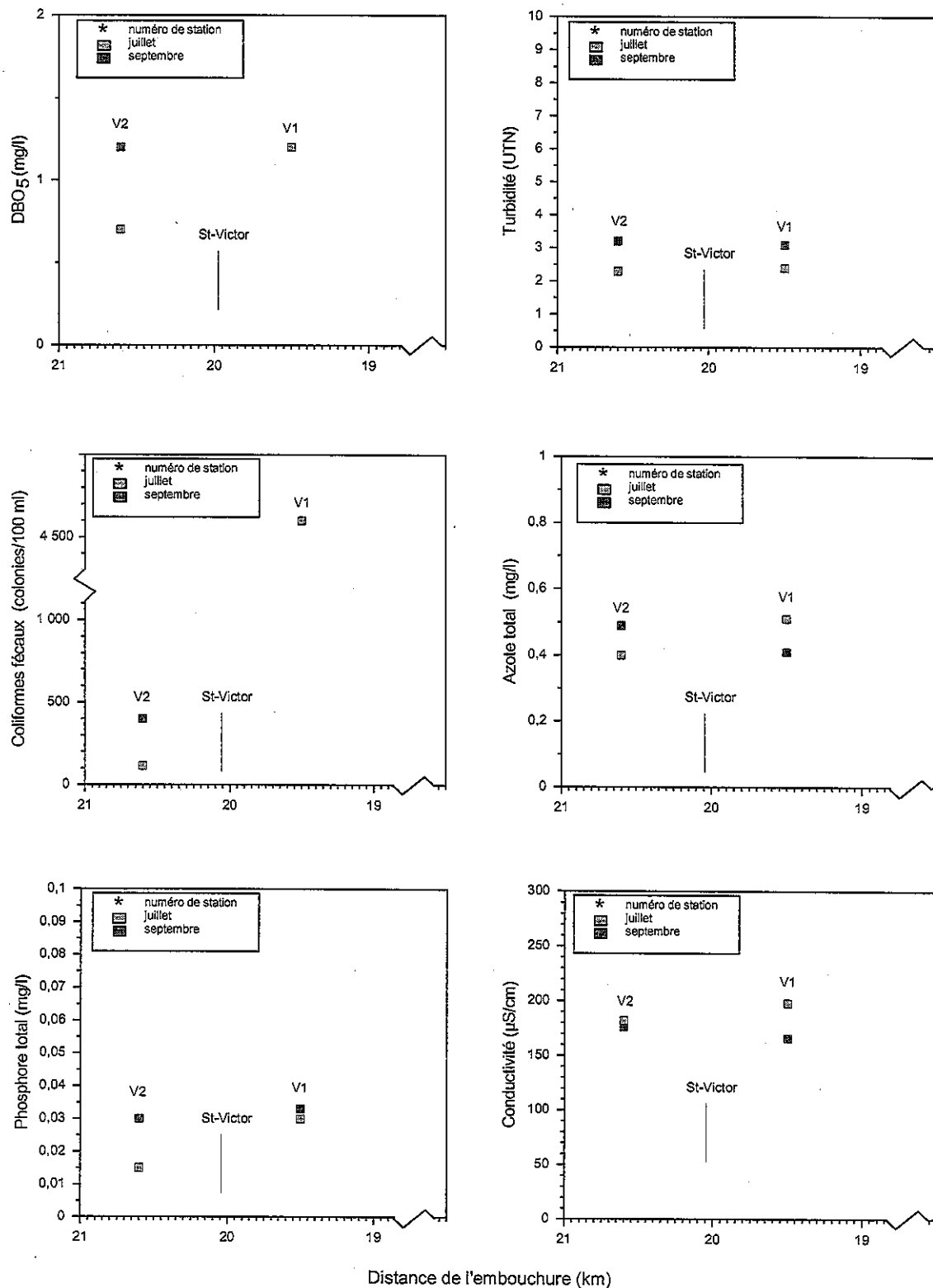


Figure 6 Variation spatiale des mesures de certains descripteurs de qualité enregistrées aux stations biologiques du Bras Saint-Victor à l'été 1994

## Variabilité temporelle de la qualité de l'eau

### *Court terme (cycle annuel de variation)*

L'analyse des séries temporelles (ou chronologiques) de données physico-chimiques a permis de mettre en évidence des variations à court et à long terme parmi les descripteurs étudiés. La variation à court terme revêt habituellement un caractère cyclique annuel qui repose sur l'existence de cycles géophysiques dans la nature (UNESCO et WHO, 1978). Ainsi, la succession des saisons s'accompagne de fluctuations dans le régime des précipitations, qui détermine principalement le débit des rivières. Le changement des saisons régit directement la température de l'eau et exerce une influence majeure sur l'activité biologique dans le milieu aquatique. Il influence le taux d'assimilation de certains éléments (azote et phosphore) par les plantes et autres organismes vivants et affecte les processus de dégradation et de transformation de la matière organique qui nécessitent l'intervention des micro-organismes. Ce type de variation à caractère périodique constitue en quelque sorte une variabilité naturelle et, en contrepartie, toute déformation ou écart significatif vis-à-vis le patron naturel de variation d'un descripteur pourrait signifier que le milieu subit une perturbation causée par des sources de pollution ponctuelle ou diffuse.

Mis à part les légères diminutions des concentrations pour la plupart des formes d'azote et de phosphore, les patrons saisonniers de variation des descripteurs, observés pour les stations situées sur le cours principal de la rivière Chaudière au cours de la période 1989-1996, ne diffèrent pas de façon importante de ceux enregistrés par Simoneau (1991) pour la période 1976-1988. De façon générale, la variabilité saisonnière diffère beaucoup d'un descripteur à l'autre et d'une station à l'autre. Ainsi, elle est très faible ou virtuellement inexistante dans la partie amont (station de Saint-Ludger) pour ensuite devenir plus prononcée vers l'aval où elle prend davantage l'allure d'un patron cyclique de variation. On note aussi que la variabilité des mesures mensuelles tend à s'accroître de l'amont vers l'aval (annexe 3a).

Par ailleurs, les données colligées entre 1989 et 1996 ont permis d'obtenir pour la première fois les patrons de variation de trois tributaires, soit la rivière du Loup (station témoin), la rivière Beauvillage et le Bras-d'Henri. Comme c'est le cas pour la station de Saint-Ludger, la station témoin de

la rivière du Loup présente une très faible variabilité saisonnière pour certains descripteurs (formes de P et conductivité) et une variabilité plus importante pour d'autres (formes d'azote et turbidité). À l'opposé, les tributaires agricoles affichent la variabilité saisonnière la plus marquée de tout le bassin.

**Azote.** Les fluctuations des mesures des composés azotés montrent en général le même patron classique, soit des concentrations élevées en période hivernale, suivies d'une diminution au printemps amenée par la crue des eaux, des mesures estivales faibles qui reflètent l'assimilation active par les algues et les macrophytes et, finalement, une augmentation des concentrations à l'automne (annexe 3a). Les variations les moins marquées sont observées dans les zones où les apports anthropiques sont les moins importants (Chaudière à Saint-Ludger et rivière du Loup). À l'opposé, les secteurs qui reçoivent des apports ponctuels ou qui sont le théâtre d'une activité agricole plus intense affichent les valeurs les plus élevées et les fluctuations les plus importantes (rivière Beauvillage et Bras-d'Henri). Les eaux de ruissellement et de drainage des terres agricoles contribuent des quantités appréciables d'azote à l'automne et au printemps, de même qu'en hiver lors des périodes de fonte nivale (Gangbazo *et al.*, 1996; Gangbazo *et al.*, 1997).

**Phosphore.** Les mesures de P présentent elles aussi les fluctuations les plus faibles dans les zones où les apports naturels prédominent ou dans les secteurs où les apports anthropiques sont mineurs (rivières du Loup et Chaudière à Saint-Ludger) (annexe 3a). Même si la méthode d'analyse utilisée pour mesurer la forme dissoute (filtrée) et la forme particulaire (en suspension) n'est pas conforme au standard habituel en raison de l'utilisation d'un filtre à pores de 1,2  $\mu\text{m}$  au lieu de celui de 0,45  $\mu\text{m}$  (American Public Health Association, 1985), les données obtenues nous renseignent quand même sur la provenance des apports.

Dans les zones où les rejets urbains constituent la source prédominante de P, les mesures élevées de P dissous enregistrées en hiver et en été semblent liées à la pollution résiduelle des municipalités. En milieu agricole, le ruissellement des terres causé par la fonte des neiges en hiver et par les pluies en été, contribue à apporter vers le milieu aquatique le P qui provient des épandages automnaux et estivaux de fumiers (Gangbazo *et al.*, 1996). Alors que le pic printanier de P dissous précède le pic de débit



d'avril, celui du P en suspension qui correspond au P lié aux particules en suspension provenant de l'érosion du territoire l'accompagne. Les concentrations des deux formes de P diminuent après la crue pour augmenter par la suite en période d'étiage (juillet et août).

Les mesures élevées de P observées dans la rivière Beauvillage, et en particulier dans son tributaire, le Bras d'Henri, révèlent l'intensité des activités d'élevage qui se déroulent dans ce bassin versant. Au fil des années, l'application répétée de quantités trop importantes de fumiers sur les terres cultivées des fermes qui produisaient des surplus a causé l'enrichissement excessif des sols en P (Simard *et al.*, 1993; 1994). La dominance des concentrations de P dissous tout au long de l'année dans ces rivières semble liée à l'accroissement des teneurs de P soluble du sol. L'accumulation de P dans la couche supérieure du sol (horizon A) de même que dans les couches sous-jacentes (horizons B et C) indique que la capacité du sol à absorber le P a été dépassée. Cette capacité de sorption réduite du sol vient donc accroître les risques de contamination des eaux de drainage (Simard *et al.*, 1995).

**Turbidité.** Les mesures de turbidité suivent de près les fluctuations du débit de la rivière et atteignent leurs valeurs maximales au printemps lors de la crue (annexe 3a). C'est lors de cette période, mais aussi en été et à l'automne, que la variabilité des mesures mensuelles est la plus importante. Les épisodes de pluie qui surviennent en période estivale et plus tard en automne sont donc susceptibles d'affecter la transparence des eaux de la rivière.

**Coliformes fécaux.** Le patron de variation des coliformes fécaux montre de faibles fluctuations dans les zones peu peuplées et peu agricoles. Ailleurs, les mesures sont généralement plus élevées en hiver et en automne. Les épisodes de pluie étant habituellement plus fréquents à l'automne, les débordements des ouvrages de surverse et le ruissellement des terres agricoles qui suit les épandages de fumier risquent davantage d'affecter la qualité bactériologique des cours d'eau. En revanche, les faibles concentrations de coliformes fécaux mesurées en été reflètent davantage l'efficacité du traitement des eaux usées municipales, puisque le ruissellement des sols est habituellement moins important en période estivale (annexe 3a).

**Conductivité.** À l'opposé de la turbidité, les mesures de conductivité qui reflètent la quantité de matières

solides dissoutes totales dans un volume d'eau sont inversement corrélées au débit de la rivière (annexe 3a). Les mesures les plus élevées sont donc observées lors des période d'étiage lorsque les eaux d'infiltration souterraines constituent une partie importante du débit; tandis que les mesures les plus faibles sont notées au printemps lorsque les eaux de fusion des neiges diluent les eaux réceptrices (McNeely *et al.*, 1980). Comme c'était le cas pour d'autres descripteurs, les fluctuations saisonnières de conductivité sont très faibles dans les zones naturelles ou peu affectées par les activités anthropiques (rivières du Loup et Chaudière à Saint-Ludger). Elles deviennent plus importantes de l'amont vers l'aval au fur et à mesure que la superficie du territoire drainé augmente et que l'activité humaine s'intensifie. Les effluents municipaux et industriels de même que le ruissellement agricole transportent des quantités considérables de solides dissous vers les cours d'eau.

#### *Long terme (tendances)*

L'analyse des séries de données chronologiques de la période 1979 à 1996 a permis de détecter des changements significatifs dans l'évolution de la composition physico-chimique des eaux du bassin de la rivière Chaudière. Dans la presque totalité des cas, il s'agit de tendances à la baisse dans les mesures des descripteurs, donc d'une amélioration de la qualité du milieu qui découle des interventions d'assainissement effectuées au cours de la période étudiée (tableau 6; annexes 3b et 3c). Les tendances à la baisse revêtent une signification particulière lorsque les mesures enregistrées à la fin de la période respectent la valeur du critère de qualité ou atteignent le niveau de qualité qui était visé.

**Haute Chaudière.** Les tendances détectées à la hauteur de la station située au sud-ouest de Saint-Ludger (H6) font état de diminutions pour toutes les formes d'azote et de phosphore (tableau 6). Pour le phosphore, ceci signifie que la tendance à la baisse observée antérieurement (Simoneau, 1991) pour la période de 1978 à 1988 s'est maintenue pour la période de 1979 à 1996 et que les concentrations de P total respectaient le critère de qualité (0,030 mg/l de P) établi pour prévenir la prolifération des macrophytes et des algues. Pour l'azote toutefois, la tendance à la baisse enregistrée pour toutes les formes est nouvelle, puisque l'analyse des données de 1978 à 1988 n'avait révélé aucun changement pour cette période (Simoneau, 1991). L'assainissement des eaux usées urbaines et

Tableau 6 Tendances significatives détectées dans les séries chronologiques pour certains descripteurs de la qualité de l'eau

STATION		DESCRIPTEUR									
Localisation (Rivière)	N°	Période	NH3 <sup>2</sup> mg/l N	NOX mg/l N	NTOT mg/l N	PFIL mg/l P	PSUS mg/l P	PTOT mg/l P	COND µS/cm	TURB UTN	
<b>Haute Chaudière</b>											
au sud-ouest de Saint-Ludger	H6	78-88 <sup>1</sup>	ns	ns	ns	0,021-0,011	0,023-0,017	0,043-0,029	ns	47-35	
		79-96	0,04-0,02	0,26-0,22	0,54-0,40	0,019-0,011	0,026-0,017	0,046-0,026	ns	ns	
du Loup, près de Armstrong	H41	88-96	ns	0,22-0,17	0,55-0,38	0,017-0,009	0,018-0,014	0,036-0,022	ns	ns	
<b>Moyenne Chaudière</b>											
à Notre-Dame-des-Pins	M4	78-86	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
		79-96	ns	0,24-0,20	0,59-0,43	0,026-0,014	0,027-0,019	0,054-0,032	79-89	ns	
à Scott	M14	78-86	ns	ns	ns	ns	0,033-0,023	ns	ns	93-75	
		79-96	ns	ns	0,69-0,54	0,037-0,019	0,036-0,028	0,073-0,045	95-111	ns	
<b>Basse Chaudière</b>											
Bras-d'Henri, au nord-est de St-Gilles	B51	88-96	0,57-0,37	ns	ns	ns	0,071-0,053	0,271-0,197	ns	ns	
Beaurivage, au pont-route à St-Étienne	B34	83-96	0,24-0,18	ns	ns	0,095-0,05	0,049-0,041	0,145-0,09	ns	ns	
à la prise d'eau de Chamy	B33	84-88	0,13-0,09	ns	ns	0,037-0,021	ns	0,068-0,048	ns	ns	
		84-96	0,10-0,08	ns	0,82-0,65	0,036-0,023	ns	0,071-0,045	ns	ns	

<sup>1</sup> Période couverte par la série de chronologique étudiée (année du début-année de la fin). Les données de la période 1978-1988 sont tirées de Simoneau (1991).

<sup>2</sup> NH3 : azote ammoniacal; NOX : nitrates-nitrites; NTOT : azote total ; PFIL : phosphore filtré; PSUS : phosphore en suspension; PTOT : phosphore total; COND : conductivité; TURB : turbidité.

<sup>3</sup> Estimation des mesures au début et à la fin de la période. Les cellules ombragées indiquent les tendances significatives à la baisse (P < 0,05); ns : non significatif, aucune tendance.

industrielles de Lac-Mégantic et certaines interventions d'assainissement agricole dans le secteur expliquent ces améliorations.

Les séries chronologiques de données de la rivière du Loup (station H41, près d'Armstrong), colligées entre mai 1988 et décembre 1996, ont révélé des tendances significatives à la baisse pour l'azote des nitrates-nitrites, (N-NO<sub>x</sub>), l'azote total et les formes de phosphore (tableau 6). Au cours de cette période, les concentrations mensuelles de P ont diminué de près de 40 %, passant d'environ 0,036 mg/l de P en 1979 à 0,022 mg/l de P en 1996 pour ainsi respecter la valeur du critère de qualité. Le bassin de la rivière du Loup étant dominé par la forêt, ces baisses généralisées observées pour les nutriments pourraient être liées à la régénération des secteurs du bassin soumis dans le passé à l'exploitation forestière. Roberge (1996) rapporte en effet que la performance de la repousse joue un rôle majeur quant aux pertes de nutriments dans les cours d'eau.

**Moyenne Chaudière.** Les séries chronologiques des données de la station de Notre-Dame-des-Pins (M4) n'avaient révélé aucune tendance significative dans la composition de la qualité de l'eau au cours de la période 1978-1986 (Simoneau, 1991; tableau 6). En revanche, celles de la période 1979-1996 montrent des baisses significatives pour l'azote total, l'azote des nitrates-nitrites et les formes de P de même qu'une augmentation des mesures de conductivité (tableau 6). La baisse de plus de 40 % des mesures de P total observée au cours de la période fait en sorte que les concentrations approchaient la valeur du critère de qualité à la fin de 1996 (0,032 mg/l). Le P filtré (dissous), qui présentait la baisse la plus importante (- 48 %) et qui représente davantage la forme biodisponible, affichait une concentration largement en deçà de la valeur du critère. Les diminutions notées à cette station semblent liées à l'amélioration de la qualité amont de la rivière Chaudière (interventions d'assainissement urbain) et de la qualité de la rivière du Loup.

La hausse des mesures de conductivité traduit une augmentation des solides dissous dans l'eau qui concorde avec la mise en exploitation de la station d'épuration de Saint-Georges à la fin de 1986. Les rejets urbains et industriels et les eaux de ruissellement des terres agricoles qui proviennent de l'amont de la station de Notre-Dame-des-Pins pourraient expliquer la hausse de la conductivité des eaux (CCRME, 1987).

La composition physico-chimique des eaux de la rivière Chaudière à Scott (station M14) s'était révélée relativement stable au cours de la période 1978-1986, puisque seules les mesures de turbidité et de P en suspension avaient montré des diminutions significatives (Simoneau, 1991; tableau 6). À l'opposé, les mesures de la période 1979-1996 affichent des baisses significatives pour l'azote total, et les formes de P (tableau 6). Même si les concentrations de P total ont été réduites de 39 %, elles demeuraient quand même supérieures (0,045 mg/l) à la valeur visée, soit celle du critère de qualité. Toutefois, la baisse de 49 % des concentrations de P filtré (dissous) a fait chuter les valeurs de cette forme de P à 0,019 mg/l. Cette amélioration importante notée pour les mesures de P reflète l'impact des interventions d'assainissement urbain dans la moyenne Chaudière, notamment l'enlèvement du P de source municipale.

L'augmentation des mesures de conductivité signifie ici aussi que les concentrations de matières solides dissoutes ont augmenté au cours de la période dans le secteur le plus peuplé et le plus industrialisé du bassin. Elle pourrait traduire de façon générale l'accroissement des activités humaines dans le secteur. Une minéralisation accrue de la matière organique, qui découle du traitement des eaux usées municipales de même qu'une contribution plus importante des effluents industriels et des eaux de ruissellement des terres agricoles pourraient expliquer le phénomène.

**Basse Chaudière.** Les données colligées entre août 1988 et décembre 1996 à la station située sur le Bras-d'Henri (B51), au nord-est de Saint-Gilles, ont mis à jour des tendances significatives pour l'azote ammoniacal, le P en suspension et le P total (tableau 6). Les baisses respectives de 26 et 27 % du P en suspension et du P total sont appréciables (annexe 3c), mais les concentrations enregistrées pour ces formes de P, et en particulier celles de P total, demeurent trop élevées et dépassent largement l'objectif provisoire de 0,100 mg/l fixé pour ce tributaire agricole. L'absence de changement dans les mesures de P dissous pourrait signifier que l'enrichissement excessif des sols cultivés de ce sous-bassin risque d'affecter pour plusieurs années encore la qualité de ses eaux (Simard *et al.*, 1993a; 1993b).

Avec la baisse des mesures d'azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) observée dans les données, le niveau actuel des concentrations se situe en deçà du critère de 0,5 mg/l de N destiné à protéger les prises d'eau

potable. Cependant, la fréquence des dépassements de ce critère risque d'être beaucoup plus élevée que celle suggérée par les données du réseau-rivières. Les données journalières de la station de filtration de Charny (Delagrave, 1998, comm. pers.) montrent en effet que les concentrations d'azote ammoniacal dépassent régulièrement les 0,5 mg/l de N en hiver et tôt le printemps. Ce problème découle des épandages de grandes quantités de fumier tard à l'automne (Gangbazo *et al.*, 1996).

Les données de la rivière Beaurivage à Saint-Étienne (station B34) laissent voir des baisses significatives pour l'azote ammoniacal (- 24 %), le P dissous (- 46 %), le P en suspension (-18 %) et le P total (- 37 %) entre la période d'août 1983 et de décembre 1996 (tableau 6). Ces diminutions découlent en grande partie des interventions d'assainissement agricole qui ont permis d'améliorer l'entreposage de plus de 242 000 m<sup>3</sup> de fumiers dans la rivière Beaurivage (Bédard *et al.*, 1998). Des baisses très significatives d'azote ammoniacal et de P total ont été observées pour les rivières de l'Achigan et Saint-Esprit, tributaires de la rivière L'Assomption, à la suite de travaux d'assainissement agricole d'envergure qui avaient permis de corriger la presque totalité des structures d'entreposage non conformes des établissements de production porcine (Simoneau et Grimard, 1989). Même si la réduction de P total est importante dans la Beaurivage, elle n'a toutefois pas permis d'abaisser les concentrations en deçà de la valeur de l'objectif provisoire de 0,050 mg/l. Ici encore la baisse observée pour les mesures d'azote ammoniacal ne signifie pas pour autant que les problèmes rencontrés en période hivernale ont été corrigés. Le problème d'azote ammoniacal de la rivière Beaurivage semble lié à la qualité des eaux de son tributaire le Bras-d'Henri et aux pratiques d'épandage tardif des fumiers à l'automne dans le bassin.

Finalement, les changements temporels détectés dans la composition physico-chimique de l'eau à Charny (station B33) ont été observés pour la période de janvier 1984 à décembre 1996. Comme le montrent les séries de données (annexe 3c), le déplacement de la station d'échantillonnage du pont-route 20 vers la station de filtration de Charny à la fin de 1983 a entraîné des changements significatifs dans la qualité de l'eau qui empêchent de traiter les données comme un ensemble homogène. Pour cette raison, seules les données de la station de Charny ont été analysées pour la détection des tendances. L'examen des séries temporelles a montré des baisses

significatives pour l'azote ammoniacal et l'azote total de même qu'une diminution des concentrations de P dissous et de P total (tableau 6).

La baisse de l'ordre de 22 % observée dans les mesures d'azote ammoniacal est en continuité avec la tendance qui avait été détectée antérieurement pour la période de 1984 à 1988 (Simoneau, 1991). Elle semble liée à l'amélioration générale de la qualité des eaux de l'amont et, en particulier, à la baisse observée pour ce descripteur dans la rivière Beaurivage. À l'opposé, la baisse de 21 % des mesures d'azote total, qui a fait passer les concentrations de 0,82 mg/l à 0,65 mg/l de N, semble davantage associée à l'amélioration de la qualité amont puisque les concentrations d'azote total sont demeurées stables dans la rivière Beaurivage et le Bras d'Henri. Ces observations suggèrent que l'entreposage amélioré des fumiers permet de réduire les apports d'azote ammoniacal vers les cours d'eau. En revanche, la stabilité des mesures d'azote total et de nitrates qui se situaient respectivement à 2,70 mg/l de N et 1,70 mg/l de N pour le Bras d'Henri et à 1,06 mg/l de N et 0,73 mg/l de N pour la rivière Beaurivage, indique que des quantités importantes de fumier sont encore appliquées sur les terres cultivées.

La diminution des concentrations de P total (- 37 %), qui découle en grande partie de la baisse similaire observée pour le P dissous, signifie que la tendance détectée pour la période de 1984-1988 se maintient (Simoneau, 1991). Même si le P total demeure supérieur à la valeur du critère de qualité, la forme dissoute qui représente davantage la fraction assimilable du P affichait à la fin de 1996 des concentrations qui respectaient le critère de 0,030 mg/l de P. La réduction des concentrations de P notée pour la rivière Chaudière à Scott et pour la rivière Beaurivage explique cette baisse.

L'analyse des séries chronologiques ne visait qu'à identifier les descripteurs de la qualité de l'eau qui ont montré une évolution significative au cours de la période. L'estimation des mesures au début et en fin de période a permis de chiffrer l'amplitude des changements survenus (tableau 6). La comparaison de ces estimations avec la valeur du critère ou du niveau de qualité visé n'a été effectuée que pour montrer dans quelle mesure on se rapprochait des objectifs fixés.

L'analyse des données de la période 1978-1988 (Simoneau, 1991) avait identifié quelques tendances

significatives à la baisse, mais pour la plupart des descripteurs de la qualité de l'eau, les résultats indiquaient que la qualité de l'eau était demeurée inchangée en plusieurs endroits. Dix ans après son lancement, l'impact du Programme d'assainissement des eaux se faisait d'abord sentir localement et touchait davantage l'aspect visuel des cours d'eau. Cette situation s'expliquait par le fait que plusieurs des stations d'épuration qui étaient alors en exploitation venaient à peine d'être mises en service et se trouvaient encore en période de rodage au moment de l'étude. En effet, seulement 6 des 30 stations de traitement des eaux usées avaient reçu un avis de conformité stipulant qu'elles fonctionnaient à la satisfaction du MEF. De plus, le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF) qui allait permettre de s'attaquer à un volet important de la problématique de la pollution agricole, celui de l'entreposage des fumiers, venait à peine d'être lancé.

Huit ans plus tard, l'examen des séries chronologiques de données montre que l'amélioration du milieu aquatique s'étend maintenant à l'ensemble du bassin. Tel que le montre l'analyse des tendances de la période 1979-1996, l'ensemble des interventions d'assainissement effectuées depuis la fin de 1988 a permis de changer sensiblement la qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière en abaissant entre autres les concentrations des formes d'azote et de phosphore. Ces changements et la meilleure qualité bactériologique perçue dans la haute et moyenne Chaudière indiquent que le niveau de salubrité du milieu s'est beaucoup amélioré. Près de 30 stations d'épuration parmi les 36 qui étaient en exploitation à la fin de 1996 et qui assurent le traitement des eaux usées de 43 municipalités du bassin ont maintenant un avis de conformité.

### Flux massiques d'azote et de phosphore

**Évolution temporelle.** Le calcul des flux massiques annuels d'azote et de phosphore a permis de suivre l'évolution temporelle du transport de ces éléments aux quatre stations principales de la rivière Chaudière et à celle de la rivière Beaurivage. De façon générale, les flux présentent des fluctuations relativement importantes qui suivent d'assez près les fluctuations de l'écoulement de la rivière exprimé en hectomètres cubes par année (figure 7).

En l'absence de tendances dans l'écoulement annuel des eaux entre 1979 et 1996 ( $P = 0,59$ ), la

décroissance observée pour les flux de P total et d'azote total (figure 7) semble liée à la diminution des concentrations notée dans les séries chronologiques mensuelles (tableau 6). L'évolution annuelle des concentrations de P total et d'azote total pondérées par le débit reflète aussi cette décroissance des mesures (figure 8).

En raison de la contrainte imposée par les données manquantes, nous avons opposé deux intervalles, soient les cinq premières années (1979 - 1983) et les cinq dernières années (1992-1996) de la période 1979-1996, afin de mettre en évidence les changements intervenus (figures 9a et 9b). En agissant de la sorte, nous avons pu inclure dans le calcul des flux moyens de chaque période de cinq ans des années caractérisées par des écoulements variés (figure 7) et éviter ainsi le biais associé à une année hydrologique particulière. Pour empêcher que des changements observés à Charny soient imputables au déplacement de la station d'échantillonnage de l'aval (pont-route 20; 1979-1983) vers l'amont (station de filtration de Charny; 1992-1996), nous avons corrigé les flux annuels de la période 1992-1996 de manière à inclure les apports provenant des rejets ponctuels qui prennent place entre les deux stations.

Ainsi, les flux annuels moyens d'azote et de phosphore ont été évalués à 3 849 t ( $\pm 416$  t) et 513 tonnes ( $\pm 138$  t) respectivement pour la période de 1979 à 1993 (tableau 7), comparativement à 3 296 t ( $\pm 201$  t) et 311 t ( $\pm 47$  t) pour la période de 1992 à 1996 (tableau 8) ce qui correspond à des baisses respectives de 14 % et 39 %. Les flux massiques annuels calculés pour la période 1979-1983 à l'aide du progiciel FLUX (Walker, 1987; 1990) ont produit des valeurs semblables à celles rapportées par Simoneau (1991) pour la même période pour ce qui est de l'azote total (3 849 t par rapport à 3 850 t), mais 30 % plus élevées pour le P total (513 t par rapport à 393 t). Cette différence s'explique par la méthodologie différente utilisée pour le calcul des flux. En utilisant les débits moyens mensuels et les concentrations médianes mensuelles comme base de calcul plutôt que les débits et concentrations correspondant aux jours échantillonnés (méthode de Beale; Walker, 1987; 1990), Simoneau (1991) a sous-évalué les apports de P. La relation concentration-débit étant plus étroite pour le phosphore ( $r = 0,32$ ,  $P < 0,01$ ) que pour l'azote ( $r = 0,15$ ,  $P < 0,05$ ), les écarts entre les deux méthodes se sont révélés plus importants pour le phosphore.

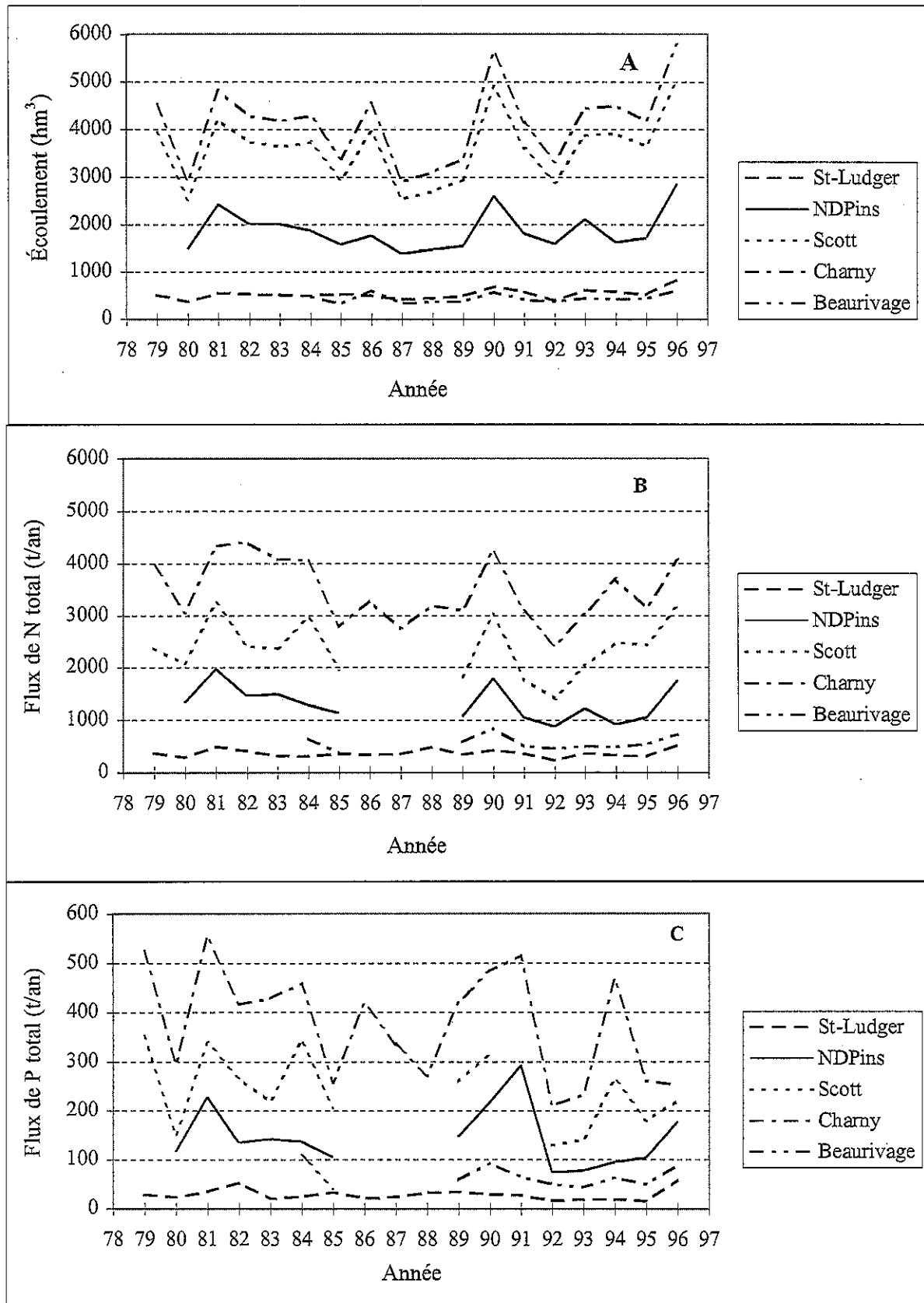


Figure 7 Évolution temporelle de l'écoulement (A) et des flux d'azote (B) et de phosphore (C) aux stations de la rivière Chaudière et de la rivière Beaurivage

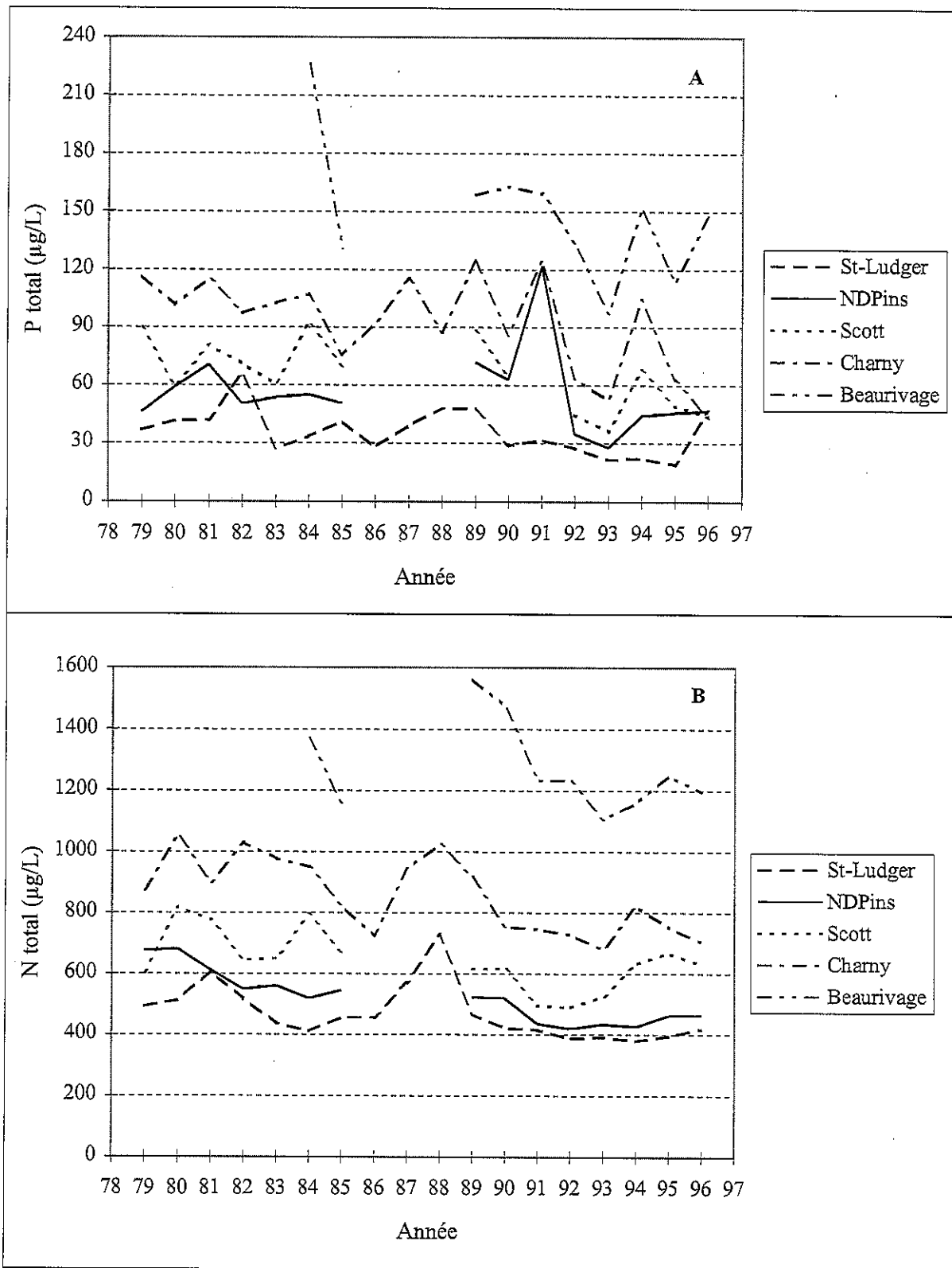


Figure 8 Évolution des concentrations de phosphore (A) et d'azote (B) pondérées par le débit aux stations de la rivière Chaudière et de la rivière Beaurivage



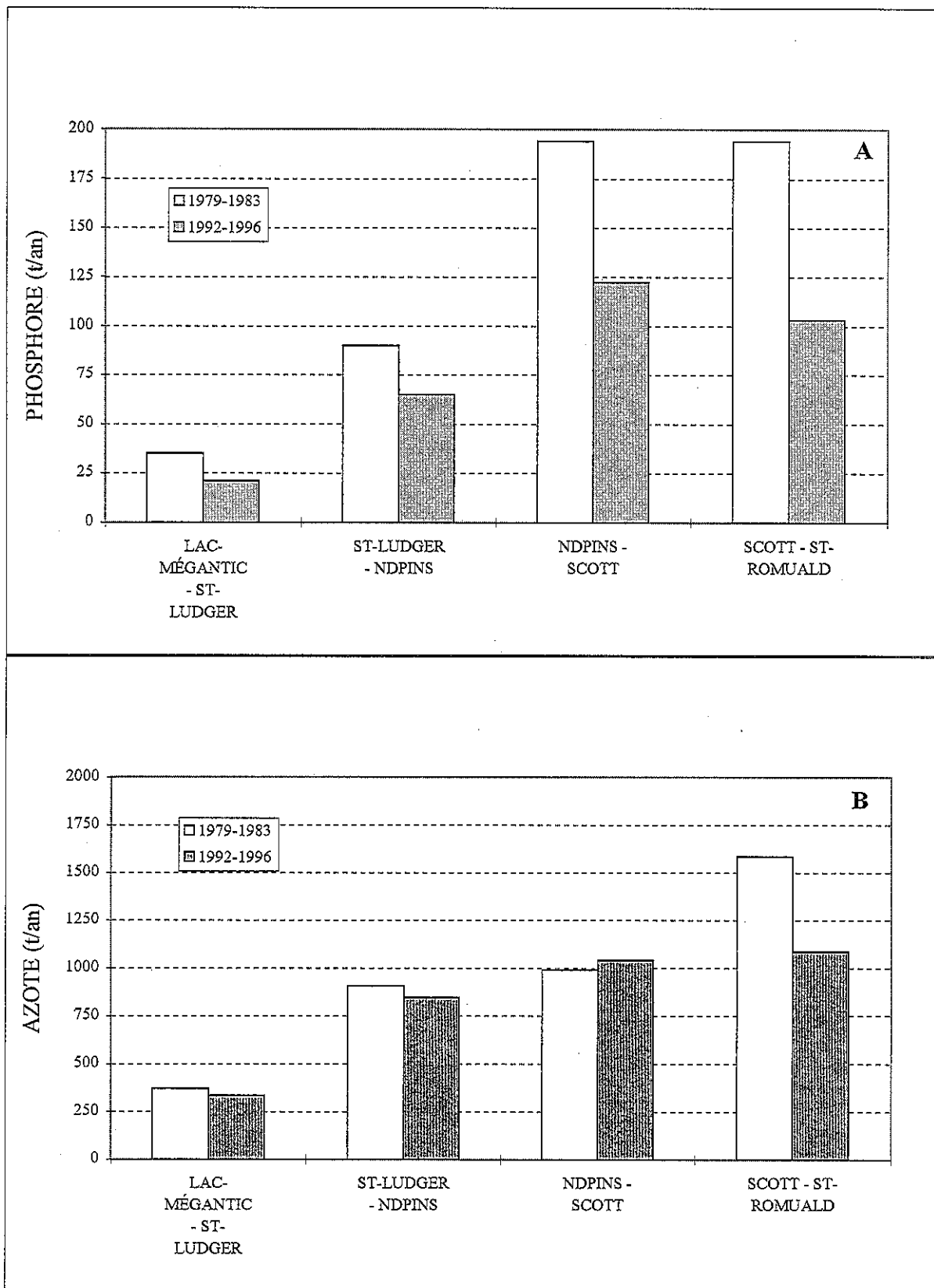


Figure 9 Comparaison des flux massiques moyens de phosphore (A) et d'azote (B) entre 1979-1983 et 1992-1996 pour quatre tronçons de la rivière Chaudière

Tableau 7 Flux annuels moyens (t/an) d'azote et de phosphore calculés pour les tronçons de la rivière Chaudière et la rivière Beaurivage entre 1992 et 1996

Tronçon ou tributaire	Superficie drainée		Flux d'azote <sup>1</sup>			Flux de phosphore				
	par tronçon km <sup>2</sup>	% du bassin	mesuré à la station (t)	général par le tronçon (t)	% du total	par unité de surface (kg/ha)	mesuré à la station (t)	général par le tronçon (t)	% du total	par unité de surface (kg/ha)
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1140	17	334 0,037	334	10	2,9	21 0,182	21	7	0,19
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2930	44	1178 0,041	844	26	2,9	87 0,139	65	21	0,22
Tronçon Notre-Dame-des-Pins à Scott	1650	25	2215 0,074	1037	31	6,3	209 0,243	122	39	0,74
Tronçon Scott à Saint- Romuald (A) <sup>2</sup>	962	14	3296 0,061	1082	33	11,2	311 0,152	103	33	1,07
• rivière Beaurivage (B)	718	10	540 0,046		16	7,5	76 0,191		24	1,06
• en excluant la rivière Beaurivage (A - B)	244	4		542	16	22,2		27	9	1,09
<b>TOTAL DU BASSIN</b>	6682	100		3296 0,061	100	4,9		311 0,152	100	0,47

<sup>1</sup> Flux moyens annuels évalués pour la période de 1992 à 1996. L'erreur type de l'estimation, exprimée sous la forme du coefficient de variation, apparaît dans la cellule ombragée (cv = erreur type/moyenne).

<sup>2</sup> Les flux massiques calculés à la station de Charny ont été multipliés par le rapport superficie drainée à l'embouchure/superficie drainée à la station hydrométrique pour évaluer le flux massique à l'embouchure de la rivière (6682/5820 = 1,148).

Tableau 8 Flux annuels moyens (t/an) d'azote et de phosphore calculés pour les tronçons de la rivière Chaudière pour la période de 1979 à 1983

Tronçon ou tributaire	Superficie drainée		Flux d'azote <sup>1</sup>				Flux de phosphore			
	par tronçon km <sup>2</sup>	%	mesuré	général	%	par unité	mesuré	général	%	par unité
			à la station	par le tronçon		de surface (kg/ha)	à la station	par le tronçon		de surface (kg/ha)
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1140	17	371	371	10	3,3	35	35	7	0,31
			0,038				0,139			
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2930	44	1276	905	24	3,1	125	90	18	0,31
			0,036				0,078			
Tronçon Notre-Dame- des-Pins à Scott	1650	25	2265	989	26	6,0	319	194	38	1,18
			0,040				0,125			
Tronçon Scott à Saint-Romuald <sup>2</sup>	962	14	3849	1584	41	16,5	513	194	38	2,02
			0,108				0,270			
Total du bassin	6682	100		3849	100	5,8		513	100	0,77
				0,108				0,270		

<sup>1</sup> Flux moyens annuels évalués pour la période de 1979 à 1983. L'erreur type de l'estimation, exprimée sous la forme du coefficient de variation, apparaît dans la cellule ombragée (cv = erreur type/moyenne).

<sup>2</sup> Les flux massiques calculés à la station de Charny ont été multipliés par le rapport superficie drainée à l'embouchure/superficie drainée à la station hydrométrique pour évaluer le flux massique à l'embouchure de la rivière ( $6682/5820 = 1,148$ ).

À titre de comparaison, le tableau 9 présente les apports massiques d'autres rivières ainsi que quelques données sur les pressions exercées sur ces bassins versants par les activités humaines. Comme on peut l'observer, les bassins qui présentent les flux massiques les plus importants sont caractérisés par des populations et des effectifs agricoles importants.

Les résultats des deux périodes (figure 9a) montrent que les flux de P ont diminué dans chacun des tronçons de la rivière et que la baisse augmente au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'aval. L'enlèvement du P effectué par les stations d'épuration municipales ne peut expliquer à lui seul la réduction des charges parce qu'il se chiffre à seulement 24 tonnes par année. Les quelque 178 tonnes additionnelles proviennent donc des interventions d'assainissement agricole, lesquelles ont permis d'entreposer correctement 624 000 m<sup>3</sup> de fumier dans le cadre du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (Bédard *et al.*, 1998).

Alors que les fluctuations des flux de P oscillent entre - 28 % et - 47 %, celles d'azote total se situent entre + 2 % et - 10 % pour les trois tronçons supérieurs de la rivière Chaudière et à -32 % pour le tronçon inférieur (figure 9b). Les faibles changements observés pour les tronçons amont pourrait s'expliquer par le fait que 44 % seulement des interventions d'assainissement agricole effectuées à l'intérieur du PAAGF ont pris place sur ce territoire qui représente 86 % de la superficie du bassin (5 720 km<sup>2</sup>). L'éparpillement des efforts d'assainissement sur ce grand territoire n'a pas eu le même effet que ceux consentis massivement dans le tronçon Scott-Saint-Romuald (56 % des interventions sur 962 km<sup>2</sup>, soit 14 % du territoire). Il se pourrait que les interventions concentrées en particulier dans le bassin de la rivière Beauvillage (39 % du total du bassin de la rivière Chaudière) aient produit une réponse plus importante en raison de la plus faible superficie de son territoire et de l'importance des pressions que le milieu subissait. La rivière de l'Achigan, dont la superficie du bassin (650 km<sup>2</sup>) approche celle de la rivière Beauvillage

Tableau 9 Comparaison des flux massiques et des caractéristiques socio-économiques de la rivière Chaudière avec ceux d'autres rivières québécoises

Caractéristiques	Bassin						
	Chaudière	Châteauguay <sup>1</sup>	Richelieu <sup>2</sup>	L'Assomption <sup>1</sup>	Nicolet <sup>3</sup>	Yamaka <sup>4</sup>	Matapédia <sup>5</sup>
<b>Apports massiques</b>							
Azote (t/an)	3 296	1 734	3 225	1 904	2 217	5 422	808
Phosphore (t/an)	311	165	380	305	223	618	50
<b>Superficie du bassin</b>							
	6 682	2 543	3 874	4 222	3 398	4 784	3 822
<b>Population</b>							
Densité	173 129	80 163	270 910	133 630	91 600	219 700	20 505
	26	32	70	32	27	46	5
<b>Agriculture</b>							
Superficie cultivée (ha)	88 657	70 012	164 845	64 578	107 640	218 779	22 206
Grand interligne (%)	6,0	53,1	45,2	14,0	13,9	36,0	0,5
Interligne étroit (%)	10,7	11,8	19,6	21,3	15,8	16,0	22,2
Fourrage (%)	82,6	32,9	33,7	47,7	70,1	45,0	77,1
Autres (%)	0,7	2,3	1,5	17,0	0,2	3,0	0,2
<b>Élevage</b>							
Cheptel (U.A.)	178 000	40 380	107 847	98 797	99 530	277 349	12 861
Bovins (%)	47,2	87,5	72	28,0	80,9	34,0	91,9
Porcs (%)	45,5	5,9	18,9	48,0	13,3	53,0	1,0
Volailles (%)	5,8	3,1	5,8	21,0	3,5	11,0	0,1
Autres (%)	1,4	3,5	3,3	3,0	2,2	2,0	7,0
Densité (U.A./ha)	2,01	0,58	0,65	1,56	0,92	1,27	0,58

1 : Tiré de Simoneau, 1996

2 : Tiré de Simoneau, 1993

3 : Tiré de Robitaille, 1994

4 : Tiré de Primeau et Grimard, 1989

5 : Tiré de Robitaille, 1995

(718 km<sup>2</sup>), a présenté une réduction importante de ses charges d'azote et de phosphore à la suite de la correction des problèmes d'entreposage de fumiers du bassin (Simoneau, 1991; données non publiées). L'impact de ces efforts avait toutefois été moins ressenti dans la partie inférieure de la rivière L'Assomption.

**Répartition spatiale.** Qu'il s'agisse de la période 1979-1983 (tableau 7) ou 1992-1996 (tableau 8), le calcul des flux par tronçon de rivière montre que les quantités de P total et d'azote total augmentent de l'amont vers l'aval, tout comme les taux d'exportation qui expriment les pertes encourues par unité de surface (kg/ha). Ces changements à la hausse qui apparaissent de l'amont vers l'aval suivent les changements observés dans l'utilisation du territoire (tableau 10) et dans les pressions de pollution (tableau 11). On note en effet que les activités humaines s'intensifient le long de cet axe, au fur et à mesure que la proportion du territoire forestier diminue.

Il ressort de l'examen des apports par tronçon (tableau 7) que les deux segments supérieurs de la

rivière, qui représentent 61 % du territoire du bassin, génèrent respectivement 36 % et 28 % des flux massiques d'azote et de phosphore de la rivière Chaudière. En contrepartie, les deux segments inférieurs du bassin, qui ne totalisent que 39 % du territoire, sont à l'origine de 64 % des apports d'azote et de 72 % des apports de phosphore. Ces chiffres sont en accord avec la répartition des sources de pollution puisque 69 % des superficies cultivées, 85 % du cheptel et 61 % de la population du bassin se trouvent dans les deux tronçons inférieurs du bassin. Les mêmes observations avaient été faites pour la période de 1979 à 1983 (Simoneau, 1991).

Dans le cas de l'azote, les pertes mesurées varient de 2,9 kg/ha dans le tronçon supérieur, qui présente la plus faible proportion de territoire agricole du bassin, à 11,2 kg/ha dans le tronçon inférieur, qui possède la proportion la plus importante (tableau 10). Elles semblent en particulier suivre l'évolution des superficies agricoles cultivées et des densités animales. Ainsi, les deux tronçons supérieurs du bassin, dont le territoire est occupé à plus de 65 % par la forêt, dont les cultures sont dominées à près de 80 % par les pâturages et les cultures fourragères et

Tableau 10 Utilisation du territoire dans les tronçons de la rivière Chaudière

Tronçon ou tributaire	Superficie drainée		Utilisation du territoire					
	Par tronçon km <sup>2</sup>	% du bassin	Ville	Agriculture	Forêt	Zones humides km <sup>2</sup>	Eau	Autres
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1140	17	23,9 2,1	137,2 12,0	935 82,0	1,8 0,2	42,10 3,7	0,30 0,0
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2930	44	79,8 2,7	765,2 26,1	1921 65,5	9,1 0,3	19,40 0,7	136,10 4,6
Tronçon Notre-Dame-des-Pins à Scott	1650	25	62,5 3,8	677,3 41,0	858,8 52,0	3,6 0,2	8,2 0,5	39,6 2,4
Tronçon Scott à Saint-Romuald (A)	962	14	40,8 4,2	393,0 40,9	513,0 53,3	6,2 0,6	7,4 0,8	1,7 0,2
Total du bassin	6682	100	207,0 3,1	1972,7 29,5	4227,1 63,3	20,7 0,3	77,1 1,2	177,7 2,7

<sup>1</sup> Pourcentage par rapport à la superficie du tronçon.

Tableau 11 Pressions socio-économiques dans les tronçons de la rivière Chaudière

Tronçon ou tributaire	Superficie drainée		Pressions socio-économiques								
	par tronçon km <sup>2</sup>	% du bassin	Nombre de fermes	Agriculture		Cheptel		Municipalités		Industries	
				Cultures ha	% cultivé	UA	UA/ha	totale	Population raccordée	desservie	
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1 140	17	198	5 059	4,4	4 288	0,8	13 088	8 372	7 722	9
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2 930	44	848	22 679	7,7	22 368	1,0	55 014	33 154	32 455	17
Tronçon Notre-Dame-des-Pins à Scott	1 650	25	1 204	37 145	22,5	75 134	2,0	44 719	28 258	25 961	31
Tronçon Scott à Saint-Romuald (A)	962	14	638	23 774	24,7	76 210	3,2	60 308	44 462	10 491	18
Total du bassin	6 682	100	2 888	88 657	13,3	177 999	2,0	173 129	114 246	76 629	75

dont la densité animale ne dépasse pas 1,0 U.A./ha, produit les plus faibles pertes d'azote par unité de surface. À l'opposé, le tronçon inférieur dont les superficies boisées et agricoles constituent

respectivement 53 % et 41 % du territoire et qui présente une densité animale de 3,2 U.A./ha affichent les plus importantes pertes par unité de surface.

Les apports naturels d'azote et de phosphore proviennent habituellement de la décomposition des particules grossières de matière organique (matière vivante, feuilles mortes et litière) produites dans le bassin (Karr et Dudley, 1981; Clark *et al.*, 1985). Les pertes encourues dans le tronçon supérieur se comparent à celles observées dans la partie supérieure d'autres bassins comme ceux des rivières L'Assomption (2,8 kg/ha; Simoneau, 1991, données non publiées) et Matapédia (2,7 kg/ha; Robitaille, 1995). Elles sont toutefois légèrement supérieures à la valeur médiane de 2,42 kg/ha rapportée par Gangbazo (1998) pour 51 bassins versants québécois dominés par la forêt (superficie cultivable < 25 % de la superficie du bassin). Elles suggèrent par conséquent une contribution mixte, soit les apports naturels du bassin versant auxquels s'ajoutent des apports agricoles et urbains. Les mesures obtenues pour les deux tronçons amont de la rivière Chaudière sont inférieures à la valeur de 3,5 kg/ha retenue par Budd et Meals (1994) comme représentative des milieux forestiers. Elles s'inscrivent cependant dans la plage des taux d'exportation les plus fréquemment rapportés par ces auteurs (2,0 - 5,5 kg/ha) pour ce type de milieu. La revue de littérature effectuée par ces auteurs visait à obtenir des résultats récents (> 1970), scientifiquement valides, provenant de mesures effectuées sur le terrain, dans le cadre d'étude de bassins versants qui s'apparentent à celui du lac Champlain.

En ce qui concerne les pertes les plus élevées du tronçon inférieur (11,2 kg N total/ha), on note qu'elles s'inscrivent à l'intérieur de la plage des valeurs rencontrées dans d'autres bassins ou tronçons de rivières québécoises à vocation agricole comme les rivières de l'Achigan (6,6 kg/ha), Saint-Esprit (9,4 kg/ha), le tronçon inférieur de la rivière L'Assomption (11,5 kg/ha, Simoneau, 1991; données non publiées), pour l'ensemble de la rivière Yamaska (11,3 kg/ha; Primeau et Grimard, 1989) ou le tronçon Saint-Charles—Sorel de la rivière Richelieu (12,5 kg/ha, Simoneau, 1993). Elles sont cependant bien inférieures à celles de la rivière des Hurons (20,9 kg/ha; Simoneau, 1993) et le tronçon Saint-Jean—Saint-Charles de la rivière Richelieu (17,4 kg/ha, Simoneau, 1993). Le taux d'exportation du tronçon terminal de la rivière Chaudière est supérieur à la valeur médiane de 8,51 kg/ha rapportée par Gangbazo (1998) pour 14 bassins versants agricoles du Québec (superficie cultivable > 25 % de la superficie du bassin). Il dépasse aussi la valeur de 7,0 kg/ha retenue par Budd et Meals

(1994) comme étant caractéristique des milieux agricoles, mais s'inscrit dans la plage des mesures les plus fréquemment rapportées pour ces milieux (4,8 à 14,0 kg/ha).

Les pertes d'azote par unité de surface de la rivière Beauvillage se situent entre celles du tronçon Notre-Dame-des-Pins—Scott et du tronçon terminal Scott—Saint-Romuald. Les pertes encourues par le tronçon Scott—Saint-Romuald moins le bassin de la rivière Beauvillage se situent à 22 kg/ha en raison de l'influence de sources urbaine et industrielle locales qui totalisent 310 tonnes de N. Sans ces sources ponctuelles, les pertes du tronçon se chiffraient à environ 9,5 kg/ha.

Les apports de *phosphore* affichent une évolution spatiale semblable à celle de l'azote avec des pertes annuelles et des apports par unité de surface qui augmentent de l'amont vers l'aval avec la superficie cultivée des tronçons. Les pertes les plus faibles sont notées dans la partie supérieure du bassin (0,19-0,22 kg/ha) et les pertes les plus élevées s'observent dans le tronçon Scott—Saint-Romuald (1,07 kg/ha).

Les faibles pertes de phosphore des deux tronçons supérieurs sont attribuables à la forte proportion du territoire en forêt (> 65 %; tableau 10) et à la dominance des pâturages et des cultures fourragères dans les zones cultivées (> 75 %). Ces caractéristiques du milieu associées à la faible densité animale des tronçons amont ( $\leq 1,0$  U.A./ha; tableau 11) expliquent les faibles concentrations de P mesurées dans ces deux segments de rivière.

Les apports de phosphore par unité de surface mesurés pour les tronçons supérieurs se comparent à ceux notés pour la partie supérieure de la rivière Matapédia (0,21 kg/ha; Robitaille, 1995), mais ils sont inférieurs à ceux enregistrés pour la portion supérieure des rivières L'Assomption (0,41 kg/ha; Simoneau, 1991; données non publiées), et Etchemin (0,43 kg/ha; Robitaille, 1995). Ces apports excèdent la contribution naturelle attendue pour les forêts (0,05 à 0,12 kg/ha) et s'approchent du coefficient d'exportation de 0,25 kg/ha calculé pour les pâturages semi-naturels et primaires, et les terres en friche (Potvin, 1976). Gangbazo (1998) a obtenu des apports médians de 0,28 kg/ha dans son étude de 51 bassins versants forestiers, avec des valeurs qui oscillaient entre 0,05 et 9,17 kg/ha. Budd et Meals (1994) utilisent un taux d'exportation de 0,10 kg/ha pour évaluer les apports des milieux forestiers et

mentionnent que la plage des mesures les plus fréquemment rapportées dans la documentation varie de 0,04 à 0,24 kg/ha.

Les apports les plus importants de phosphore par unité de surface sont habituellement associés de près aux tronçons et sous-bassins à forte vocation agricole. Le tronçon Scott–Saint-Romuald, qui intègre le bassin de la rivière Beaurivage, et celui de Notre-Dame-des-Pins–Scott présentent des proportions de territoire agricole (41 %) et forestier (50 %) semblables (tableau 10). Le tronçon terminal se démarque cependant de l'autre pour ce qui de la densité animale (3,2 U.A./ha) et humaine (63 personnes/km<sup>2</sup>) (tableau 11). Ces différences pourraient à elles seules expliquer les différences observées au chapitre des pertes par unité de surface. La densité animale élevée est à l'origine d'une production excessive de fumier depuis plusieurs années. Or, les épandages répétés de fumier sur les mêmes parcelles conduisent tôt ou tard à la saturation du sol en phosphore, entraînent le lessivage de cet élément en profondeur (Lavoie *et al.*, 1995), où il finit par contaminer les eaux souterraines (Simard *et al.*, 1995; Sharples *et al.*, 1995). Les sols appalachiens, souvent peu profonds et mal drainés, sont particulièrement fragiles vis-à-vis les épandages soutenus d'engrais minéraux ou organiques en raison de leur texture généralement grossière et de leur faible capacité de rétention du phosphore dans les horizons B et C (Simard *et al.*, 1994). Par ailleurs, la forte densité humaine qui caractérise le tronçon était jusqu'à tout récemment à l'origine d'apports ponctuels importants de P dans la rivière.

Le taux d'exportation de 1,07 kg/ha enregistré pour le tronçon terminal de la rivière Chaudière s'inscrit dans la plage de variation des mesures obtenues par Gangbazo (1998) pour 14 bassins versants agricoles québécois (0,25-2,24 kg/ha) et se compare à peu de chose près à la valeur médiane obtenue pour ces rivières (0,98 kg/ha). Il est inférieur au résultat obtenu pour l'ensemble de la rivière Yamaska (1,29 kg/ha; Primeau et Grimard, 1989), les rivières Saint-Esprit (1,8 kg/ha, Simoneau, 1991; données non publiées) et Etchemin, en aval de Saint-Jean-Chrysostome (1,98 kg/ha; Robitaille, 1995). Il se situe à mi-chemin entre les mesures les plus fréquemment rapportées par Budd et Meals (1994) pour les milieux agricoles (0,25-0,81 kg/ha) et les milieux urbains (1,00-1,91 kg/ha). Il s'agit donc vraisemblablement d'une contribution mixte des milieux urbains et agricoles.

Adsorbé aux particules fines du sol, le phosphore est habituellement transporté dans les cours d'eau par le ruissellement de surface qui entraîne une érosion hydrique (Clark *et al.*, 1985; Lavoie *et al.*, 1995). Dans le bassin de la rivière Chaudière comme ailleurs au Québec, une grande proportion des sols, qui possèdent un mauvais drainage à l'état naturel, ont été dotés de systèmes de drainage artificiel (Piché et Gangbazo, 1991). Ces systèmes conçus pour évacuer efficacement de grands volumes d'eau, évacuent aussi avec une grande efficacité des quantités importantes d'éléments nutritifs, ce qui a pour effet d'accroître les pertes par unité de surface (Piché et Gangbazo, 1991). Dans le bassin de la rivière Beaurivage où une forte proportion des sols agricoles sont saturés en P et présentent donc une faible capacité de sorption de cet élément (Simard *et al.*, 1994; 1995), les cours d'eau présentent des concentrations de P dissous qui sont deux à trois fois plus importantes que celles du P en suspension. Le transport de cette forme de phosphore est facilité par les systèmes de drainage souterrain qui couvrent environ 20 % des superficies cultivées du bassin de la rivière Chaudière (Dubreuil, 1997; cité dans Bédard *et al.*, 1998).

**Répartition saisonnière.** Le calcul des flux massiques d'azote et de phosphore par saison fait ressortir l'importance de l'écoulement des eaux dans le transport de ces éléments (figure 10). Ainsi, la répartition des eaux au cours de la période de 1992 à 1996 à Charny révèle qu'en moyenne près de 50 % du volume d'eau s'écoule au printemps entre le 15 mars et le 15 juin. Au cours de cette période, les apports de phosphore et d'azote représentent respectivement 63 % et 44 % des flux annuels. On note de façon générale que les quantités les plus importantes d'azote et de phosphore sont véhiculées lors des périodes de crues printanières et automnales.

Dans le cas de l'azote, on observe que les concentrations de nitrates (N-NO<sub>3</sub>) constituent la forme prédominante durant toute l'année, un constat qui s'explique d'une part par la grande solubilité et la grande mobilité des nitrates dans le sol qui facilite leur captage par les système de drainage souterrain. En outre, les apports plus importants notés au printemps et à l'automne correspondent à des périodes où le sol est habituellement saturé d'eau et où les nitrates sont plus abondants dans le sol (Lavoie *et al.*, 1995). Une étude de cinq ans effectuée sur des parcelles agricoles (Gangbazo *et al.*, 1996) montre que 95 % des charges de nitrates sont perdues par les drains et que 87 % de cette perte



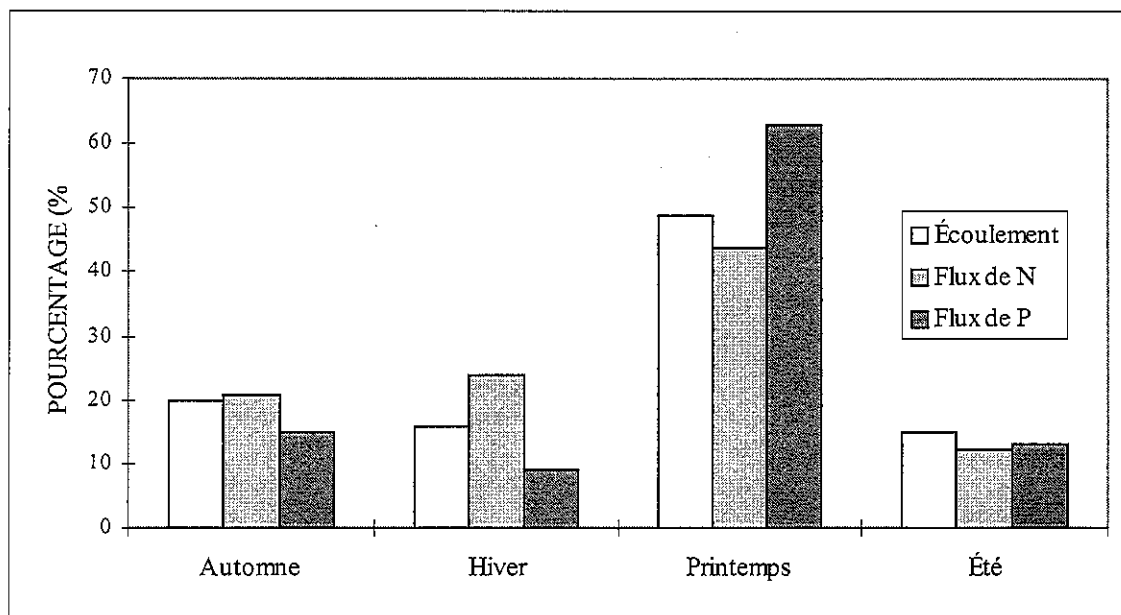


Figure 10 Répartition saisonnière de l'écoulement et des flux massiques annuels d'azote et de phosphore mesurés à Charny entre 1992 et 1996

survient lors des événements de pluie d'automne et de fonte des neiges au printemps. Par contre, 85 % des pertes d'azote ammoniacal ( $N-NH_4$ ) se font par ruissellement et 72 % des charges perdues de la sorte se produisent lors de la fonte des neiges en hiver et tôt au printemps. Il semble d'ailleurs que ce soit l'épandage de grandes quantités de lisier de porc à l'automne qui soit la cause principale de la contamination des cours d'eau par l'azote ammoniacal en hiver et au printemps dans les bassins versants qui supportent une grande concentration animale (Gangbazo *et al.*, 1995).

Dans le cas du phosphore, on note que la forme particulaire (en suspension) constitue 64 % du flux annuel de P total mesuré à l'embouchure à Charny. La fraction la plus importante du flux de P en suspension est mesurée au printemps (69 % du flux annuel), tandis que la plus faible est enregistrée en hiver (5 %), lorsque le ruissellement de surface est le plus faible. De façon similaire, la plus grande proportion du flux de P soluble est enregistrée au printemps (52 %). Toutefois, les proportions observées au cours des autres saisons sont à peu près équivalentes, avec 14 % en été, 16 % en hiver et 17 % en automne. En général, le flux de P en suspension est 1,5 fois plus élevé que celui du P dissous en automne et en été, et 2,4 fois plus élevé au

printemps. Ce n'est qu'en hiver que le flux de P dissous devient 1,8 fois plus important que celui du P particulaire.

#### *Flux massiques et déphosphoration*

Le phosphore étant l'élément nutritif qui limite habituellement la production primaire dans les eaux de surface (Wetzel, 1975), les interventions d'assainissement déployées dans les bassins versants visent à restreindre au minimum les concentrations de cet élément dans le milieu aquatique, au moment de l'année où il est le plus susceptible de promouvoir le développement exagéré des algues et des macrophytes. Au Québec, près de la moitié des stations d'épuration des eaux procèdent à l'enlèvement du phosphore pour atteindre une concentration de 1 mg/l à l'effluent et la majorité d'entre elles le font sur une base estivale seulement (du 15 mai au 15 novembre ou du 15 mai au 15 octobre). Afin de mesurer l'impact des efforts d'assainissement déployés au cours de cette période, nous avons calculé et suivi l'évolution des concentrations et des flux de P total aux stations principales des rivières Chaudière et Beaurivage en relation avec l'écoulement des eaux (figures 11a, b et c).

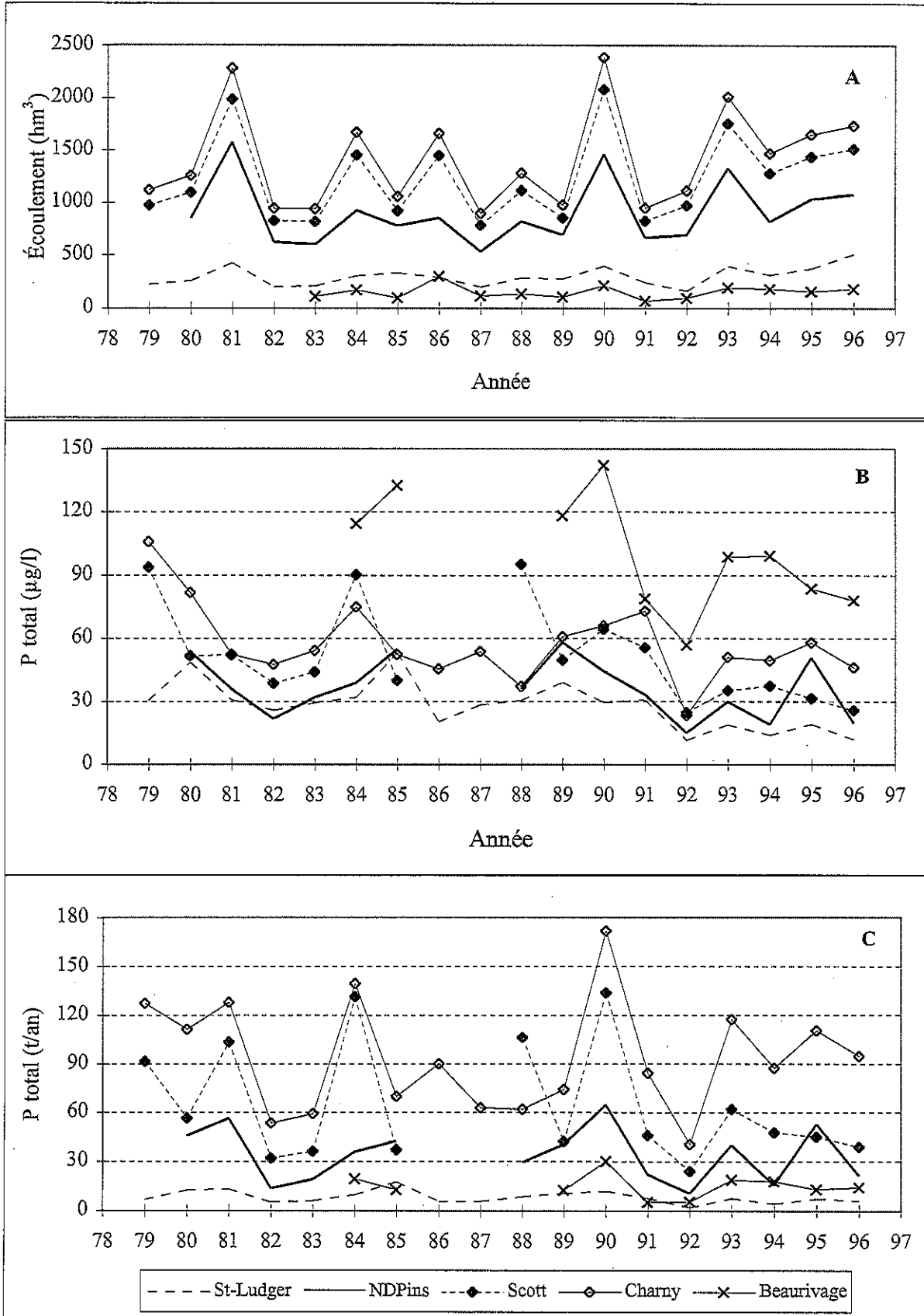


Figure 11 Évolution de l'écoulement (A), des concentrations (B) et des flux (C) de P entre le 15 mai et le 15 novembre

Comme c'était le cas pour l'évolution des concentrations moyennes annuelles pondérées par le débit, les mesures de la période du 15 mai au 15 novembre montrent en général une tendance à la baisse pour toutes les stations (figure 11b). Les flux suivent de près les fluctuations de l'écoulement des eaux (figure 11a) et la plupart des stations présentent aussi des diminutions dans le temps (figure 11c). L'évolution des flux et des concentrations de P total à la station de Charny est toutefois moins évidente; il s'agit d'une situation qui pourrait s'expliquer par la prépondérance du P en suspension à cette station. L'enlèvement du phosphore qui touche surtout le P dissous est moins perceptible dans le contexte où le ruissellement du territoire entraîne des quantités importantes de P en suspension (figures 12a et 12b).

#### *Importance relative des sources d'azote et de phosphore*

Afin de connaître l'importance relative des sources ponctuelles et diffuses dans les flux d'azote et de phosphore, nous avons soustrait des flux massiques mesurés aux stations de la rivière Chaudière et de la rivière Beaurivage, les charges provenant des sources ponctuelles d'origine urbaine et industrielle. Ce simple processus de soustraction utilisé pour évaluer les apports diffus repose sur l'hypothèse que tout le phosphore ou l'azote qui entre dans un cours d'eau, qu'il soit de sources ponctuelles ou diffuses, est ultérieurement transporté à l'embouchure de la rivière (VTDEC et NYSDEC, 1997). Si des quantités appréciables de P ou de N étaient immobilisées ou absorbées le long du cours d'eau (dans les sédiments d'un barrage, par exemple), il résulterait alors une sous-estimation de l'importance relative des apports de sources diffuses par rapport aux flux totaux mesurés aux différentes stations ou embouchures de rivières.

Les apports diffus d'origine agricole ont été évalués en soustrayant du résultat précédent (apports mesurés - sources ponctuelles) la contribution naturelle du milieu. Cette estimation a été faite en assumant une contribution de 2,0 kg/ha des milieux forestiers dans le cas de l'azote et une concentration naturelle de 0,015 mg/l de P des cours d'eau en milieu forestier. Le coefficient d'exportation utilisé dans le cas de l'azote correspond à la mesure qui a été enregistrée à la station témoin située sur la rivière du Loup (station H41). La concentration de 0,015 mg/l de P utilisée pour évaluer les apports naturels de P a été utilisée par Budd et Meals (1994) lors d'un exercice semblable effectué sur des

tributaires du lac Champlain. Elle a aussi été observée au Québec dans des bassins dominés par la forêt comme la rivière Matapédia (Robitaille, 1995).

Les résultats obtenus pour l'azote montre que les sources ponctuelles d'origine urbaine et industrielle contribuent près de 850 t de N, soit 26 % des flux mesurés à l'embouchure de la rivière (tableau 12; figure 13a). Parmi les quelque 2 450 t (74 %) qui proviennent de sources diffuses, plus de la moitié (55 %) sont des apports naturels, le reste correspond à la pollution diffuse agricole. Les activités humaines à l'échelle du bassin sont donc à l'origine de près de 60 % des apports d'azote véhiculés par la rivière Chaudière. Dans le bassin de la rivière Beaurivage, les deux tiers des apports sont d'origine agricole et 74 % de tous les apports sont liés aux activités humaines. La plus forte proportion des apports de sources ponctuelles se trouvent dans le tronçon Scott-Saint-Romuald, qui exclut la rivière Beaurivage. Ces apports ponctuels sont causés par les eaux usées d'une grande population qui n'étaient pas encore desservie par une station d'épuration au moment de l'étude et par la présence de certaines industries importantes, notamment Alex Couture inc.

Pour ce qui est du phosphore, les résultats montrent que 71 t (23 %) proviennent de rejets ponctuels urbains et industriels, tandis que 240 t (77 %) proviennent de sources diffuses (tableau 13; figure 13b). Contrairement à l'azote, une plus faible proportion (21 %) des apports de P provient du milieu naturel et un plus fort pourcentage est généré par le territoire agricole (56 %). C'est une fois de plus le tronçon Scott-Saint-Romuald à l'exclusion de la rivière Beaurivage qui a la plus importante fraction de ses apports en provenance des sources ponctuelles urbaine et industrielle. Ici encore, la forte population du tronçon, la faible population desservie par des stations d'épuration et la présence d'industries polluantes du secteur agroalimentaire contribuent des quantités importantes de P. La rivière Beaurivage se démarque des autres tronçons de la rivière Chaudière avec 86 % de ses apports de phosphore d'origine agricole. La surfertilisation des sols qui découlent des épandages répétés de fumier au fil des ans expliquent cette contribution importante au flux massique de P de la rivière. Le niveau d'enrichissement des sols en P a d'ailleurs été mis en évidence par plusieurs études (Simard *et al.*, 1994; 1995; Bédard *et al.*, 1998). Les apports de P associés aux activités humaines sont égales à dix fois les apports naturels dans la Beaurivage et à 3,7 les

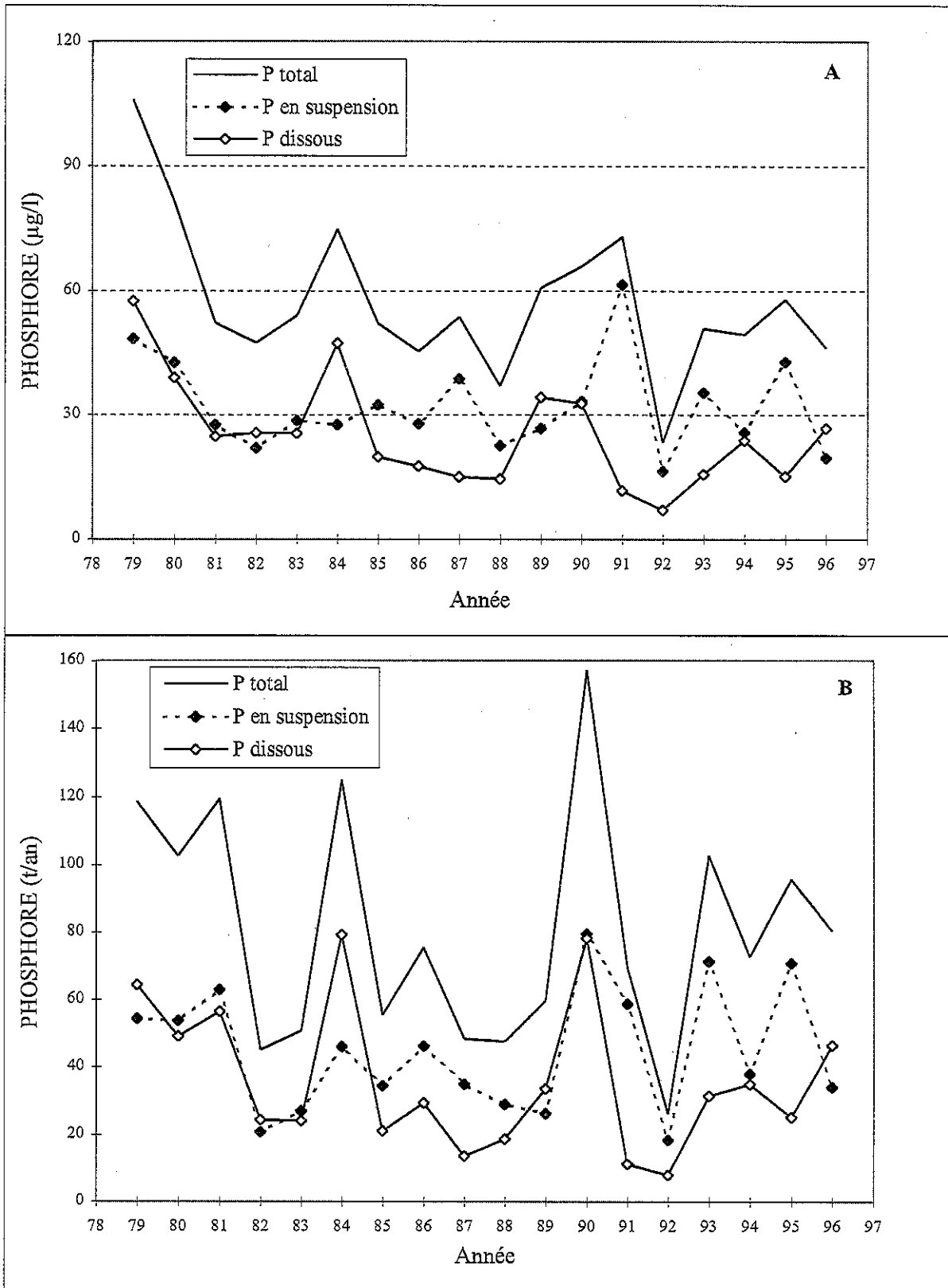


Figure 12 Évolution des concentrations (A) et des flux (B) de P entre le 15 mai et le 15 novembre à Charny

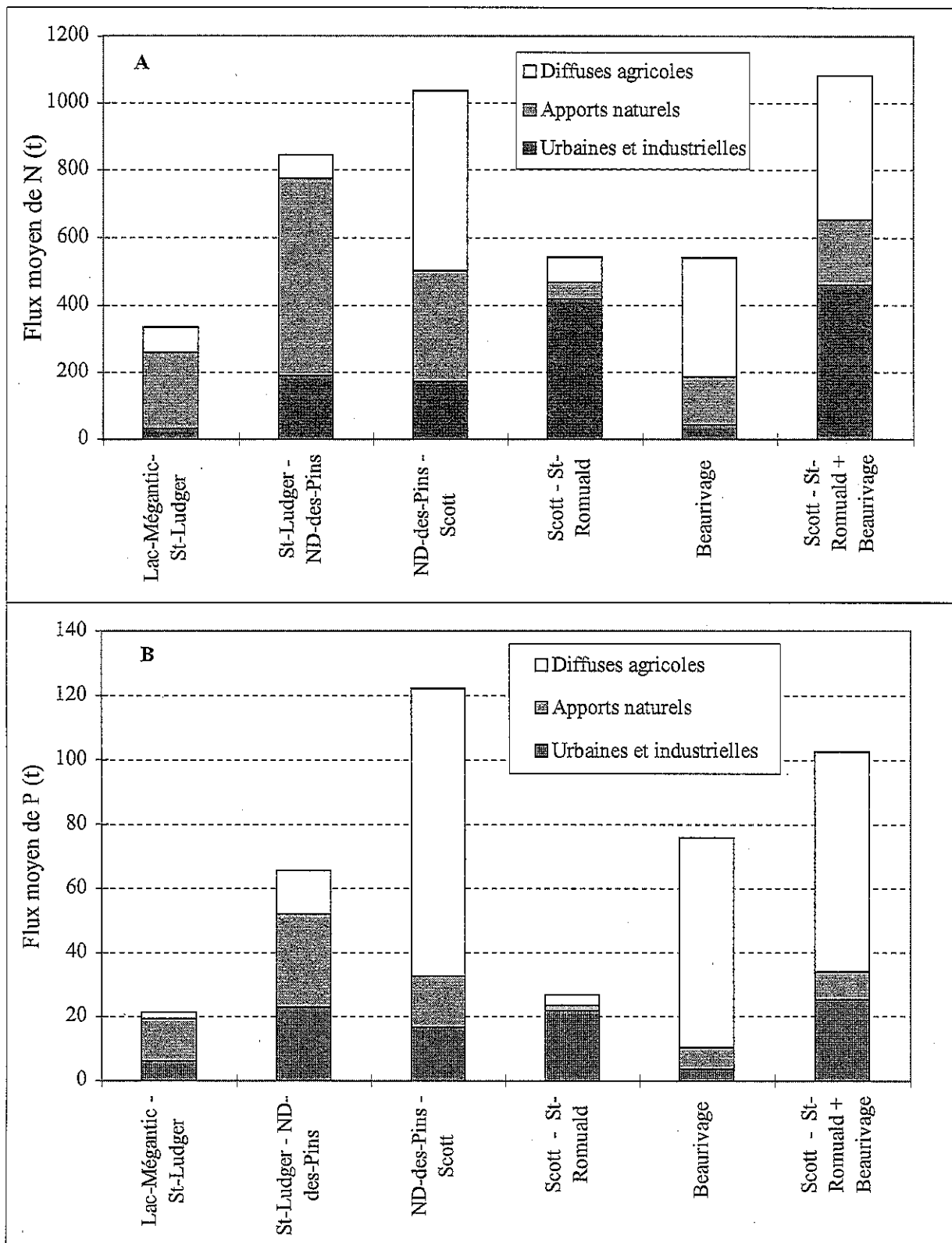


Figure 13 Importance relative des sources ponctuelles et diffuses d'azote (A) et de phosphore (B) dans les tronçons de la rivière Chaudière et la rivière Beaurivage

Tableau 12 Importance relative des sources ponctuelles et diffusées sur les flux annuels moyens (t/an) d'azote évalués pour les tronçons de la rivière Chaudière et la rivière Beaurivage

TRONÇON OU TRIBUTAIRE	Superficie drainée (km <sup>2</sup> )	Débit moyen annuel (hm <sup>3</sup> )	Flux total moyen (a) (t/an)	Sources ponctuelles (b) (t/an)	Sources diffusées (c = a - b) (t/an)	Apport naturel <sup>2</sup> (d) (t/an)	Sources diffusées anthropiques <sup>4</sup> (e = c - d)
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1140	880	333,8 100	30,6 9	303,2 91	228,0 68	75,2 23
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2930	1933	844,2 100	187,7 22	656,5 78	586,0 69	70,5 8
Tronçon Notre-Dame-des-Pins à Scott	1650	1052	1036,7 100	170,8 16	865,9 84	330,0 32	535,9 52
Tronçon Scott à Saint-Romuald <sup>3</sup>							
• tronçon moins la rivière Beaurivage	244	117	541,5 100	418,0 77,2	123,5 23	48,8 9	74,7 14
• rivière Beaurivage	718	455	540 100	41,6 8	498,4 92	143,6 27	354,8 66
• total du tronçon	962	572	1081,5 100	459,6 42	621,9 58	192,4 18	429,5 40
Total du bassin	6682	4437	3296,2 100	848,7 26	2447,5 74	1336,4 41	1111,1 34

<sup>1</sup> Flux moyens annuels générés par chacun des tronçons de rivière ou tributaire pour la période de 1992 à 1996.

<sup>2</sup> Contribution de 2 kg/ha du milieu forestier, selon les données de la station témoin située sur la rivière du Loup.

<sup>3</sup> Les charges ponctuelles d'origine urbaine et industrielle déversées en aval de la station d'échantillonnage de Charny ont été ajoutées aux flux massiques calculés à cette station.

<sup>4</sup> Il s'agit surtout d'apports du territoire agricole.

Tableau 13 Importance relative des sources ponctuelles et diffusives sur les flux annuels moyens (t/an) de phosphore évalués pour les tronçons de la rivière Chaudière et la rivière Beaurivage

TRONÇON OU TRIBUTAIRE	Superficie drainée (km <sup>2</sup> )	Débit moyen annuel (hm <sup>3</sup> )	Flux total moyen <sup>1</sup> (t P/an)	Sources ponctuelles (b) (t P/an)	Sources diffusives (c = a - b) (t P/an)	Apport naturel <sup>2</sup> (d) (t P/an)	Sources diffusives anthropiques <sup>4</sup> (e = c - d) (t P/an)
Tronçon Lac-Mégantic à Saint-Ludger	1140	880	21,3 100,0	6,1 28,6	15,2 71,4	13,2 62,0	2,0 9,4
Tronçon Saint-Ludger à Notre-Dame-des-Pins	2930	1933	65,5 100,0	22,9 35,0	42,6 65,0	29,0 44,3	13,6 20,7
Tronçon Notre-Dame-des-Pins à Scott	1650	1052	122,2 100,0	16,7 13,7	105,5 86,3	15,8 12,9	89,7 73,4
Tronçon Scott à Saint-Romuald <sup>3</sup>							
• tronçon moins la rivière Beaurivage	244	117	26,7 100,0	21,7 81,4	5,0 18,6	1,8 6,6	3,2 12,0
• rivière Beaurivage	718	455	75,8 100,0	3,5 4,6	72,3 95,4	6,8 9,0	65,5 86,4
• total du tronçon	962	572	102,5 100,0	25,2 24,6	77,3 75,4	8,6 8,4	68,7 67,0
Total du bassin	6682	4437	311,5 100,0	70,9 22,8	240,5 77,2	66,6 21,4	174,0 55,9

<sup>1</sup> Flux moyens annuels générés par chacun des tronçons de rivière ou tributoire pour la période de 1992 à 1996.

<sup>2</sup> Évalué en assumant une concentration de 0,015 mg/l de P des cours d'eau en milieu forestier (Budd et Meals, 1994).

<sup>3</sup> Les charges ponctuelles d'origine urbaine et industrielle déversées en aval de la station d'échantillonnage de Charry ont été ajoutées aux flux massiques calculés à cette station.

<sup>4</sup> Il s'agit surtout d'apports diffus agricoles.

apports naturels dans l'ensemble du bassin de la rivière Chaudière.

### Suivi visuel des ouvrages d'assainissement

Lors des visites de suivi visuel, la qualité du milieu récepteur est en général évaluée à trois endroits pour chaque structure (émissaire de la station d'épuration, ouvrage de surverse, etc.), soit: en amont de la structure, directement au point de rejet et à environ 300 mètres en aval. La zone de 300 mètres en aval du point de rejet constitue en général la zone de mélange tolérée. Toutefois, lorsqu'un usage reconnu est situé à proximité d'un point de rejet, la zone de mélange tolérée est diminuée.

Les principaux descripteurs examinés pour le suivi visuel sont la turbidité, la présence de débris sanitaires flottants et de matière organique, la présence de plantes aquatiques (macrophytes, périphyton et algues) et les odeurs. L'état des rives est également pris en considération. Les observations recueillies lors des visites des ouvrages d'assainissement apparaissent à l'annexe 6.

De façon générale, les observations faites sur le terrain révèlent des améliorations notables au chapitre de l'aspect esthétique des cours d'eau. Les interventions d'assainissement urbain ont mis fin aux rejets de débris flottants et diminué sensiblement les rejets de matières organiques et de matières en suspension qui dégradent de façon importante l'aspect visuel des cours d'eau et pouvaient entraîner par endroits des problèmes d'odeurs.

Sur l'ensemble des 29 stations visitées, 3 seulement présentaient lors de la visite un impact résiduel local significatif. La pollution résiduelle importante observée à la hauteur de l'émissaire de la station d'épuration de la municipalité de La Guadeloupe provient de la charge organique excessive acheminée à la station de traitement. Elle découle non pas d'un mauvais fonctionnement des équipements d'assainissement mais plutôt d'une mauvaise gestion des équipements. La station reçoit en effet une charge de matière organique qui dépasse la capacité de traitement pour laquelle elle a été conçue. Face à cette situation, le MEF a émis un avis de fermeture du dossier signifiant que la station ne fonctionne pas de façon satisfaisante.

Le problème observé à la hauteur de la station d'épuration d'Aubert-Gallion qui dessert aussi Saint-Georges, concerne des débordements d'eaux usées

industrielles à un ouvrage de surverse. Bien qu'elle ne mette pas en cause le traitement des eaux effectué par la station d'épuration, cette situation, si elle se répète et persiste dans le temps, peut affecter localement le milieu aquatique. Le suivi visuel, même s'il ne permet pas de mesurer l'impact dans le milieu, met en lumière un problème non détecté jusque là. La station d'épuration étant maintenant la propriété des municipalités, la responsabilité d'investiguer le problème et d'y remédier leur revient.

De façon similaire, les problèmes locaux liés aux débordements des ouvrages de surverses des municipalités de Saint-Joseph-de-Beauce et de Vallée-Jonction par temps sec doivent être solutionnés par les municipalités concernées puisqu'elles sont maintenant propriétaires des équipements.

La station de Saints-Anges n'a pas fait l'objet d'un suivi récent et sera visitée au cours de 1998. Dans le cas de Tring-Jonction, des problèmes de débordements par temps sec ont été rapportés pour un ouvrage de surverse et feront l'objet d'une réévaluation sur le terrain.

La mise en service récente à Saint-Nicolas de la station d'épuration conjointe des municipalités de Saint-Nicolas, Charny et Saint-Rédempteur, ainsi que celle de Scott à l'automne 1997, devrait contribuer à améliorer localement l'aspect esthétique de la rivière Chaudière dans ce secteur, tout comme celle de Saint-Lambert-de-Lauzon prévue pour l'été 1998. Ces nouvelles stations feront elles aussi l'objet d'un suivi sur le terrain dès que la période de rodage des installations sera terminée.

### CONCLUSION

L'analyse de la composition physico-chimique des eaux du bassin de la rivière Chaudière a permis de caractériser la qualité de l'eau sur le plan spatial à partir des données récentes colligées à l'été 1996 et de suivre son évolution temporelle au cours de la période de 1979 à 1996. Le portrait récent de la qualité de l'eau brossé à partir des données de l'été 1996 indique que la qualité visée pour trois paramètres clés de l'assainissement des eaux, soit le phosphore (P), les coliformes fécaux et la matière organique (DBO<sub>5</sub>), était atteinte pour la presque totalité des secteurs de la haute et de la moyenne Chaudière, soit de Lac-Mégantic à Scott. Toutefois, une pollution résiduelle significative était notée pour certains



tributaires de la moyenne Chaudière (le Bras Saint-Victor et la rivière Savoie) et pour le secteur de la basse Chaudière qui s'étend de Scott à Saint-Romuald et qui inclut le bassin de la rivière Beaurivage. Dans ces tributaires et dans le tronçon aval du bassin, la présence de rejets urbains non traités au moment de l'étude et la pollution diffuse agricole sont à l'origine de la mauvaise qualité des eaux.

La qualité des eaux enregistrée dans les différents secteurs de la rivière Chaudière est liée de près à l'utilisation du territoire et à l'intensité des activités socio-économiques qui s'y déroulent. Elle évolue considérablement de l'amont vers l'aval, au fur et à mesure que la superficie boisée diminue pour faire place de plus en plus à l'agriculture et que la densité humaine et animale s'accroît. Elle est également influencée par les conditions d'écoulement de la rivière qui confèrent à chaque tronçon sa capacité d'auto-épuration.

La meilleure qualité des eaux observée au cours de l'été 1996 est conforme avec l'évolution notée dans les séries chronologiques de données de la période 1979-1996. En effet, les tendances significatives à la baisse notées pour la presque totalité des descripteurs étudiés, notamment les formes d'azote et de phosphore, reflètent l'amélioration générale du milieu aquatique à la suite des efforts d'assainissement urbain, industriel et agricole. La diminution des concentrations d'azote ammoniacal dans le secteur agricole de la basse Chaudière (rivière Beaurivage et Bras-d'Henri) reflète l'amélioration des structures d'entreposage de fumier. Toutefois, l'absence de changement dans les concentrations d'azote total suggère que des quantités importantes de fumier sont toujours épandues sur les superficies cultivées.

Les efforts d'assainissement urbain et industriel déployés entre 1979 et 1996 ont permis d'améliorer grandement la qualité du milieu aquatique dans les secteurs où ces types de rejets causaient l'essentiel des problèmes de qualité du milieu aquatique. Ainsi, dans la haute Chaudière, ces interventions ont corrigé les problèmes locaux de dégradation des cours d'eau en stoppant les rejets de débris flottants et en réduisant les charges de coliformes fécaux, de matières organiques et de substances fertilisantes. La déphosphatation des eaux résiduelles effectuée aux stations d'épuration a même contribué à diminuer les concentrations de phosphore dans ce tronçon. Dans la moyenne et la basse Chaudière, la mise en service de plusieurs stations d'épuration et le traitement des

eaux résiduaires industrielles ont permis les mêmes améliorations locales de la qualité du milieu aquatique qu'en amont. Toutefois, en présence d'une pollution diffuse agricole qui génère des charges nettement plus importantes que les sources ponctuelles, notamment dans la basse Chaudière, ces efforts d'assainissement ont eu un impact moins marqué sur le milieu.

La mise en service récente à Saint-Nicolas de la station d'épuration conjointe des municipalités de Saint-Nicolas, Charny et Saint-Rédempteur ainsi que celle de Scott à l'automne 1997 a eu pour effet que la population du bassin raccordée à des réseaux d'égouts est maintenant desservie à 95 % environ par des stations d'épuration. Ces ouvrages d'assainissement qui permettent aussi de traiter les eaux usées de plusieurs entreprises industrielles font en sorte que la presque totalité des sources ponctuelles de *polluants conventionnels* (MES, coliformes fécaux, matière organique biodégradable et phosphore) sont maintenant traitées. Même si les chiffres actuels tendent à démontrer que les équipements d'épuration fonctionnent correctement à la satisfaction du MEF, nous devons nous assurer que la pollution résiduelle qui persiste en aval des rejets urbains et industriels traités est tolérable et que la qualité d'eau atteinte permet la récupération des usages ou assure leur maintien. Il faudra aussi s'assurer que les gains environnementaux soient préservés en assurant la pérennité des ouvrages d'assainissement mis en place. Certains problèmes associés aux débordements des ouvrages de surverse pourraient être à l'origine d'une pollution résiduelle significative par endroits et nécessiter des correctifs dans le futur.

Les travaux d'assainissement agricole effectués jusqu'à présent à l'intérieur du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF) ont permis d'améliorer l'entreposage de plus de 624 000 m<sup>3</sup> de fumier. En l'absence de mesures complémentaires visant l'épandage de ces volumes importants de fumier sur les superficies cultivées, à des doses et au moment de l'année où les substances nutritives sont les plus susceptibles d'être assimilées par les cultures, certaines zones du bassin, notamment le bassin de la rivière Beaurivage, présentent toujours des problèmes de qualité de l'eau qui découlent des pratiques actuelles. En dépit des tendances à la baisse notées pour le phosphore total dans la rivière Beaurivage et le Bras-d'Henri, les concentrations enregistrées à la fin de 1996 étaient encore supérieures au niveau visé pour ces zones

agricoles. Compte tenu de l'avancement des travaux d'assainissement visant les sources ponctuelles de pollution, les sources diffuses apparaissent maintenant comme les plus importantes dans les secteurs où l'agriculture occupe une forte proportion du territoire.

## REMERCIEMENTS

Plusieurs membres de la Direction des écosystèmes aquatiques ont collaboré à la préparation de ce rapport. J'aimerais souligner la contribution de Denis Labrie, Lyne Blanchet, Camil Giasson, Roger Audet et Jacques Lebeau qui ont participé aux campagnes d'échantillonnage ou à la préparation des données, tableaux et figures; Mario Bérubé, pour la préparation de la base de données et de programmes sans compter les nombreux dépannages en informatique; le personnel de la Direction des laboratoires du MEF pour les analyses de l'eau; Suzanne Minville, pour les nombreux renseignements sur l'assainissement urbain; Jacques Dupont, Lyne Blanchet et Francine Matte-Savard pour la préparation des cartes. J'aimerais aussi remercier Martine Gélinau et Georges Gangbazo pour la révision scientifique du rapport; leurs commentaires et suggestions furent d'une grande utilité et leur disponibilité fut grandement appréciée. Merci à Francine Dufour pour la mise en forme du rapport.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), 1985. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association, Washington, DC, 1268 p.
- BÉDARD, Y., S. GARIÉPY et F. DELISLE, 1998. *Bassin versant de la rivière Chaudière : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques des secteurs agricole et naturel, 106 p. + 4 annexes.
- BERNIER, G., J.L. MICHAUD et G. LONGPRÉ, 1976. *Étude de la qualité des eaux de la rivière Chaudière*. Service de protection de l'environnement, Connaissance de la qualité du milieu, 234 p.
- BUDD, L.F. ET D.W. MEALS, 1994. *Lake Champlain Nonpoint Source Solution Assessment*. Prep. for Lake Champlain Management Conference, Lake Champlain Basin Program Tech. Rep. No. 6, Grand Isle, Vermont, 140 p.
- CLARK, E. H., J. A. HAVERKAMP et W. CHAPMAN, 1985. *Eroding Soils: the Off-farm Impacts*, The Conservation Foundation, Washington, D.C., 252 p.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT (CCMRE), 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Groupe de travail pour les recommandations pour la qualité des eaux, 388 p. + 11 annexes.
- DOLAN, D.M., A.K. YUI et R.D. GEIST, 1981. Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus, dans *Journal of Great Lakes Research*. 7 (3) : 207-214.
- GANGBAZO, G. A.R. PESANT, D. CLUIS, D. COUILLARD et G.M. BARNETT, 1995. Winter and Early Spring Losses of Nitrogen following Late Fall Application of Hog Manure, *Canadian Agricultural Engineering* 37 (2) : 73-79.
- GANGBAZO, G. C. BERNARD et D. CÔTÉ, 1996. Effet de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage, *Agrosol* 9 (1) : 46-51.
- GANGBAZO, G., A.R. PESANT et G.M. BARNETT, 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN970287, 46 p. + 2 annexes.
- GANGBAZO, G., 1998. *Relations empiriques entre l'utilisation du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 42 p. + 6 annexes (en préparation).
- GRIMARD, Y., L. TALBOT et S. THÉBERGE, 1988. *Programme de suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des principaux cours d'eau visés par le Programme d'assainissement des eaux du Québec*, ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité du milieu aquatique, QE-88/01, 16 p.

- HÉBERT, S., 1996. *Développement d'un indice général de la qualité de l'eau pour les rivières du Québec*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, EN970102, QE-108, 20 p. + 4 annexes.
- HEIDTKE, T.M., T.C. YOUNG et J.V. DePINTO, 1987. *Assessment of Alternatives for Calculating Annual Total Phosphorus Tributary Loadings*, Proceedings of Symposium on monitoring, modeling, and mediating water quality, American Water Resources Association, pp. 367-379.
- KARR, J.R. et D.R. DUDLEY, 1981. Ecological perspectives on water quality goals, dans *Environmental Management* 5 (1) : 55-68.
- LAVOIE, S., M.C. NOLIN et J.L. SASSEVILLE, 1995. Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles : causes et processus, dans *Agrisol* 8(1):43-50.
- MARTEL, N. ET Y. RICHARD, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 5.1 à 5.34, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- McNEELY, R.N., J.P. NIEMANIS, et L.DWYER, 1980. *Références sur la qualité des eaux : guide des paramètres de la qualité des eaux*, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada, EN37-54/1981 F.
- MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES (MAM), 1997. *Répertoire des municipalités du Québec*, édition 1997. Les Publications du Québec, 880 p. + annexe.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), 1990 (rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*, Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 423 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), 1991. *Le réseau-rivières, un baromètre de la qualité de nos cours d'eau*, Direction de la qualité des cours d'eau, gouvernement du Québec, 6 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), 1994. *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ année 1993*. Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation, 67 p. + 9 annexes.
- NEWMAN, M.C., P.M. DIXON, B.B. LOONEY et J.E. PINDER, 1989. Estimating Mean and Variance for Environmental Samples with below Detection Limit Observations, dans *Water Resources Bulletin*, 25 (4) : 905-916.
- PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- PHILLIPS, R.D., P.H. OTTO et J.C. LOFTIS, 1989. *WQSTAT II: a Water Quality Statistics Program*, Colorado State University. Fort Collins, États-Unis, 42 p.
- POTVIN, P., 1976. *Relation entre l'état trophique d'un lac et l'utilisation du territoire dans son bassin versant*, Thèse de maîtrise en Sciences, Institut national de la recherche scientifique en eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, 137 p.
- PICHÉ, I. et G. GANGBAZO, 1991. *Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain*, Direction de l'assainissement agricole, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, envirodoq n° EN890624, QEN/AE/89-2/2, 37 p. + 3 annexes.
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1989a. *Rivière Yamaska 1975-1988, volume 1 : description du bassin versant et qualité du milieu aquatique*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, Sainte-Foy, Rapport QE-66-1, envirodoq n° ENV 910060, 136 p. + 10 annexes.
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1989b. *Rivière Yamaska 1975-1988, volume 2 : résultats complémentaires sur la qualité des eaux*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Sainte-Foy, Rapport QE-66-1, envirodoq n° 910060, 150 p. + 10 annexes.
- ROBERGE, J., 1996. *Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique (Revue et analyse de documentation)*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960022.

ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport H-18, envirodoq n° EN960189, 74 p. + annexes.

ROBITAILLE, P., 1994. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Nicolet, 1979 à 1992*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport QE-87, envirodoq n° EN940249, 68 p. + 6 annexes.

ROBITAILLE, P., 1995a. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Matapédia, 1979 à 1993*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport QE-95, envirodoq n° EN950084, 44 p. + 7 annexes.

ROBITAILLE, P., 1995b. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Etchemin, 1979 à 1994*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport QE-103, envirodoq n° EN950563, 43 p. + 8 annexes.

SAINT-JACQUES, N. ET Y. RICHARD, 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique, pages 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

SAS INSTITUTE INC., 1985. *SAS User's Guide: Basics*, 5e édition, SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, 1290 p.

SHARPLEY, A.N., S.C. CHAPRA, R. WEDEPOHL, J.T. SIMS, T.C. DANIEL, AND K.R. REDDY, 1994. Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters: Issues and Options, dans *Journal of Environmental Quality* 23 (3) : 437-451.

SIMARD, R.R., D. CLUIS, G. GANGBAZO et A. PESANT, 1993a. *Phosphorus in the Beauvillage watershed*, pp. 509-516, dans R.N. YONG (éd.) Conférence conjointe SCGC-ASCE sur le génie environnemental, Montréal, Canada. 12-14 juillet 1993. Centre de recherche géotechnique de l'Université McGill, Montréal, Québec.

SIMARD, R.R., D. CLUIS et G. GANGBAZO, 1993b. Animal Unit Density and P Loads in Soils of the Beauvillage Watershed, dans *Revue Canadienne de la Science du Sol* 73 (4) : 653.

SIMARD, R.R., D. CLUIS, G. GANGBAZO et A. PESANT, 1994. Phosphorus sorption and desorption indices in soil, dans *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25 (9&10) : 1483-1494.

SIMARD, R.R., D. CLUIS, G. GANGBAZO et S. BEAUCHEMIN, 1995. Phosphorus Status of Forest and Agricultural Soils from a Watershed of High Animal Density, dans *Journal of Environmental Quality* 24(5) : 1010-1017.

SIMONEAU, M., et Y. GRIMARD, 1989. Qualité des eaux du bassin de la rivière L'Assomption 1976-1987, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, EMA-88-31, 234 p.+ 6 annexes.

SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière, 1976 à 1988*. Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport QE-68-1, envirodoq n° 910053, 207 p. + 9 annexes.

SIMONEAU, M., 1993 *Qualité des eaux du bassin de la rivière Richelieu, 1979 à 1992*. Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport QEN/QE83-1, envirodoq n° EN930016, 190 p. + 6 annexes.

SIMONEAU, M., 1996. Qualité des eaux du bassin de la rivière Châteauguay, 1979 à 1994, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960455, rapport n° QE-106, 82 p. + 8 annexes.

SIMONEAU, M., L. PELLETIER, et N. MARTEL, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière ; profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

STATISTIQUE CANADA, 1997. Agriculture, Québec 1996, *recensement du Canada, Banque de données informatiques par municipalité au Québec*, Québec, ministère des Approvisionnement et Services, Canada.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO) ET WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 1978. *Water Quality Surveys: a Guide for the Collection and*

---

*Interpretation of Water Quality Data*, Sydenhams Printers, Pooles, Dorset, 350 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA), 1988. *Ambient Water Quality Criteria for Aluminium*, Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, Washington, D.C., 15 p.

VERMONT DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION et NEW YORK STATE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION, 1997. *A Phosphorus Budget, Model, and Load Reduction Strategy for Lake Champlain*. Lake Champlain diagnostic-feasibility study final report, Vermont Department of Environmental Conservation, Waterbury (VT), 130 p.

WALKER, W.W., 1987. Empirical Methods for Predicting Eutrophication in Impoundments. Report 4 : Applications Manual. Tech. Rep. E-81-9. Prep. for U.S. Army Corps Engineers Waterways Experimental Station, Vicksburg, MS

WALKER, W.W., 1990. FLUX stream load computations. Version 4.4 Prep. for U.S. Army Corps Engineers Waterways Experimental Station, Vicksburg, MS

WETZEL, R.G., 1975. *Limnology*, W.B. Saunders, Toronto, 743 p.