

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA : LES COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU

Nathalie La Violette

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec), G1R 5V7.
Courriel : nathalie.laviolette@mef.gouv.qc.ca

LA VIOLETTE, N., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des sources de pollution urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité des communautés ichthyologiques des rivières Yamaska, Noire, Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est. L'état des communautés, tel qu'il est mesuré par plusieurs variables de communautés et l'indice d'intégrité biotique (IIB), permet, en retour, d'inférer sur l'état de santé de l'écosystème fluvial. Les communautés ichthyologiques ont été échantillonnées à 39 stations sur ces rivières à l'été 1995. Dans la partie en amont de la rivière Yamaska, les communautés ichthyologiques montrent déjà des signes de perturbation. Entre autres, le taux d'incidence d'anomalies de type DELT (déformation, érosion, lésion et tumeur) atteint 10 %, un niveau indicatif de mauvaise santé. En aval de Bromont, l'écosystème récupère et l'IIB oscille de la cote bonne à excellente sur une vingtaine de kilomètres. La confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est provoque une rechute de l'IIB à la cote moyenne. En aval de Farnham, la pollution résiduelle de ces deux tributaires et celle des eaux usées urbaines et industrielles traitées de la municipalité font en sorte que l'IIB maintient une cote moyenne et que la proportion de DELT atteint 22 %, le plus haut taux du bassin. Une douzaine de kilomètres plus loin, l'IIB augmente à la cote bonne pour descendre aussitôt à la cote faible en aval des eaux usées urbaines et industrielles de Saint-Césaire et de Rougemont, non traitées en 1995. L'IIB demeure faible sur plus de 20 km avant d'augmenter à la cote moyenne sous l'effet de dilution de la rivière Noire. La faible biomasse observée entre la station en aval de Saint-Hyacinthe et l'embouchure (80 km) pourrait refléter une perturbation générale de l'écosystème. C'est la première rivière, parmi les six bassins du Québec étudiés jusqu'à maintenant où l'enrichissement du milieu par les substances nutritives de l'amont vers l'aval ne se traduit pas par une augmentation de la biomasse. En aval de Saint-Hyacinthe, les communautés sont affectées sur 12 km par la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration et l'agriculture intensive. L'accumulation de la pollution agricole sur les 40 derniers kilomètres de rivière se traduit éventuellement par une rechute de l'IIB de la classe bonne à faible, en aval de la confluence de la rivière David. Cette faible cote est maintenue en aval de la rivière Saint-Louis, un autre tributaire agricole. Globalement, l'IIB montre que l'intégrité biotique est

excellente sur 2,5 km (2 %), bonne sur 40,7 km (26 %), moyenne sur 78,6 km (51 %) et faible sur 33,4 km (21 %).

Sur la rivière Noire, les poissons montrent un signal évident de contamination par les substances toxiques en aval du ruisseau Gilbert-Champagne où, notamment, le taux d'incidence du DELT atteint 20 %, le plus fort pourcentage du bassin après la station située en aval de Farnham. Cet impact persiste sur 8 km, après quoi les communautés sont de nouveau affectées par la confluence de la rivière Duncan et le rejet d'eaux usées non traitées d'Upton. L'IIB oscille ensuite de bon à excellent sur 13 km avant que l'accumulation de la pollution agricole entraîne sa rechute à la cote moyenne en aval de Jogues. En aval de Saint-Pie, l'ajout de la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration se reflète par le maintien de l'indice à la cote moyenne. Globalement, l'IIB montre que l'intégrité biotique est excellente sur 11,5 km (21 %), bonne sur 12,4 km (22 %) et moyenne sur 32,0 km (57 %).

Sur la rivière Yamaska Nord, les communautés sont perturbées en aval du réservoir Choinière où notamment la prévalence du DELT atteint 11,5 %, possiblement en raison de la pollution résiduelle de Waterloo, de l'entraînement des poissons dans le barrage et de la remise en suspension de substances toxiques reliée à la vidange du réservoir par le fond. En aval de Granby, la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration et l'intensification de l'agriculture se traduisent par une chute de l'IIB à la cote très faible, une cote rarement atteinte sur l'ensemble des rivières étudiées au Québec. Toutes les variables de l'indice sont affectées, en plus de la densité, de la biomasse et du nombre d'espèces qui diminuent de façon marquée. À l'une des stations, seules trois espèces tolérantes à la pollution persistent. En aval de Saint-Alphonse, l'indice remonte à la cote moyenne compte tenu, en grande partie, de l'intrusion des espèces de la rivière Yamaska.

Dans la partie en amont de la rivière Yamaska Sud-Est, les signes de perturbation que montrent les communautés sont difficilement explicables. En aval de Cowansville, la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration se reflète par une chute de l'IIB à la cote très faible, cote qui avec celle de la station située en aval de Granby est la plus faible du bassin. La récupération à la classe moyenne près de l'embouchure est encore une fois liée à l'intrusion des espèces de la rivière Yamaska.

Parmi les rivières étudiées, celles où les communautés sont les plus dégradées sont dans l'ordre les rivières Yamaska Nord, Yamaska Sud-Est, Yamaska et Noire.

Mots clés : rivière, Yamaska, Noire, Yamaska Nord, Yamaska Sud-Est, poisson, indice d'intégrité biotique (IIB), communautés ichtyologiques, habitat, densité, biomasse, nombre d'espèces, tolérance à la pollution, niveau trophique, anomalies externes, indice de *Well Being* (IWB), pollution, municipalité, industrie, agriculture, qualité de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	6.4
Aire d'étude	6.5

Matériel et méthodes.....	6.7
Échantillonnage.....	6.7
Traitement des données.....	6.13
Résultats et discussion.....	6.22
Rivière Yamaska.....	6.22
Habitats et associations ichthyologiques.....	6.22
Densité.....	6.28
Biomasse.....	6.31
Nombre d'espèces.....	6.34
Niveau de tolérance à la pollution.....	6.36
Niveaux trophiques.....	6.40
Anomalies externes.....	6.41
Indice de <i>Well Being</i> et indice de <i>Well Being</i> modifié.....	6.52
Indice d'intégrité biotique.....	6.53
Rivière Noire.....	6.61
Habitats et associations ichthyologiques.....	6.61
Densité.....	6.64
Biomasse.....	6.68
Nombre d'espèces.....	6.69
Niveau de tolérance à la pollution.....	6.70
Niveaux trophiques.....	6.72
Anomalies externes.....	6.72
Indice de <i>Well Being</i> et indice de <i>Well Being</i> modifié.....	6.76
Indice d'intégrité biotique.....	6.78
Rivière Yamaska Nord.....	6.81
Habitats et associations ichthyologiques.....	6.81
Densité.....	6.82
Biomasse.....	6.86
Nombre d'espèces.....	6.86
Niveau de tolérance à la pollution.....	6.88
Niveaux trophiques.....	6.89
Anomalies externes.....	6.90
Indice de <i>Well Being</i> et indice de <i>Well Being</i> modifié.....	6.94
Indice d'intégrité biotique.....	6.94
Rivière Yamaska Sud-Est.....	6.98
Habitats et associations ichthyologiques.....	6.98
Densité.....	6.102
Biomasse.....	6.102
Nombre d'espèces.....	6.104
Niveau de tolérance à la pollution.....	6.104
Niveaux trophiques.....	6.106
Anomalies externes.....	6.107
Indice de <i>Well Being</i> et indice de <i>Well Being</i> modifié.....	6.110
Indice d'intégrité biotique.....	6.110
Bassin de la rivière Yamaska.....	6.112

Synthèse	6.114
Rivière Yamaska	6.114
Rivière Noire	6.117
Rivière Yamaska Nord	6.118
Rivière Yamaska Sud-Est	6.119
Conclusions et recommandations	6.120
Remerciements	6.121
Références bibliographiques	6.122
Annexes	

INTRODUCTION

La pollution produite par les activités urbaines, industrielles et agricoles exerce des pressions considérables sur les écosystèmes fluviaux, lesquelles se traduisent par une dégradation de la qualité de l'eau et des habitats dont dépend la vie aquatique (Tramer et Rogers, 1973; Klein, 1979; Gammon *et al.*, 1990; Allan et Flecker, 1993). Depuis sa création en 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (maintenant ministère de l'Environnement, depuis décembre 1998) s'est donné comme mission de « s'assurer, en plus d'assurer lui-même, dans une perspective de développement durable, de la protection de l'environnement ainsi que de la conservation et de la mise en valeur de la faune et de son habitat » notamment par « la protection des écosystèmes et de la biodiversité » (MEF, 1994; MEF, 1998a).

La surveillance de l'écosystème basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de mesurer la qualité de l'habitat. Elle ne permet pas non plus d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes de différents polluants, etc. C'est pourquoi des mesures au niveau de l'organisation du vivant sont nécessaires (Cairns et Dickson, 1971; Gammon, 1980; Ohio EPA, 1988a; Oberdoff et Hughes, 1992).

Le suivi des communautés biologiques constitue une approche holistique et systémique pour l'évaluation des cours d'eau (Ohio EPA, 1988a). Les communautés biologiques reflètent les conditions du bassin versant parce qu'elles sont sensibles aux changements de nombreux facteurs environnementaux (Karr, 1987). Plusieurs caractéristiques de la structure d'une communauté biologique tels la densité, la biomasse, la composition des espèces, le nombre d'espèces, l'organisation trophique, de même qu'une variété d'indices biotiques sont communément utilisés pour effectuer le suivi écologique (Spellerberg, 1991). Les indices biotiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables des communautés (Karr, 1998). Ces caractéristiques par elles-mêmes ne sont pas toujours un indicateur fiable de la dégradation du milieu, mais lorsque agrégées dans un indice biotique à variables multiples, elles deviennent fortement corrélées à la dégradation (Karr, 1987). De plus, puisque l'information fournie par chacune des caractéristiques est préservée, celle-ci peut être utilisée pour démontrer un type particulier de dégradation à un site; par exemple, les anomalies externes peuvent indiquer une contamination par les substances toxiques (Harris, 1995).

Les poissons constituent d'excellents indicateurs de la santé des écosystèmes. Souvent longévifs et se déplaçant sur une certaine distance en rivière, ils permettent d'évaluer la qualité du milieu dans des dimensions à la fois temporelle et spatiale, sans compter qu'ils occupent plusieurs niveaux de la chaîne alimentaire, sont faciles à échantillonner et à identifier, et intègrent à la fois la qualité de l'eau et celle de l'habitat (Berkman *et al.*, 1986; Karr *et al.*, 1986; Harris, 1995).

Instauré en 1978, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) du MEF visait, par ses interventions d'assainissement urbain, industriel et agricole, à améliorer la qualité de l'eau des rivières du Québec. L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique des communautés ichthyologiques de la rivière Yamaska et de ses principaux tributaires. L'intégrité biotique est définie comme la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes équilibrée, bien intégrée, capable de s'adapter au changement et ayant, pour une écorégion donnée, une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981; Callicott, 1995). Un concept plus récent précise qu'un écosystème est considéré en santé lorsque son potentiel inhérent est réalisé, sa condition est stable, sa capacité à se régénérer est préservée et qu'il a besoin d'un minimum de support externe pour perdurer (Karr *et al.*, 1986).

De façon plus précise, les objectifs visés sont : (1) de caractériser l'état de santé des communautés ichthyologiques par l'analyse spatiale des variables de communautés suivantes : densité, biomasse, relation habitat et structure de communautés, nombre d'espèces, niveau de tolérance à la pollution, composition trophique et incidence d'anomalies externes; (2) d'évaluer la santé de l'écosystème fluvial au moyen de l'évolution amont-aval de l'indice de *Well Being* (Gammon, 1980) et de l'indice d'intégrité biotique adapté aux rivières du Québec (Richard, 1994), lequel regroupe plusieurs caractéristiques de communautés; (3) de mettre en relation l'état des communautés ichthyologiques avec les différentes sources de pollution et une caractérisation sommaire de la qualité de l'eau; et (4) d'évaluer les bénéfices environnementaux des efforts d'assainissement déployés jusqu'à maintenant, tout en déterminant les secteurs où de nouveaux efforts devront être consentis et ceux où il y aura lieu de poursuivre ou d'intensifier les efforts en cours.

De plus, les données sur l'état des communautés ichthyologiques du bassin de la rivière Yamaska recueillies dans le cadre de cette étude s'ajoutent aux données existantes et nous permettront ultérieurement d'évaluer : (1) le degré de régénération biologique à la suite des interventions d'assainissement urbain, industriel et agricole; et (2) l'évolution de la diversité, de la productivité et de la pérennité de cet écosystème fluvial.

AIRE D'ÉTUDE

Le rapport de Primeau *et al.* (1999) présente de façon détaillée le profil géographique, les sources de pollution urbaines, industrielles et agricoles et les interventions d'assainissement dans le bassin de la rivière Yamaska. Cette section en reprend les grandes lignes et montre un portrait global de la situation.

Le bassin de la rivière Yamaska, qui est bordé au sud et à l'ouest par le bassin de la rivière Richelieu, à l'est par celui de la rivière Saint-François et au nord par le fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Pierre), occupe une superficie de 4 784 km². Ce bassin chevauche deux régions physiographiques naturelles, chacune représentant environ 50 % de la superficie totale : les basses-terres du Saint-Laurent dans la partie en aval et les Appalaches dans la partie en amont (subdivisées en piémont et plateau appalachien). La physiographie affecte l'utilisation du territoire. Ainsi, les basses-terres sont fortement utilisées à des fins de culture et d'élevage alors que le piémont, qui se prête moins aux procédés cultureux, est utilisé pour l'élevage intensif. Finalement, plus boisé, le plateau appalachien a une vocation touristique. L'excellente qualité des sols et les conditions climatiques favorables font en sorte que les terres agricoles occupent près de 63 % du bassin. Le reste de la superficie est occupé principalement par la forêt (31 %) alors que le territoire urbain, les étendues d'eau et les autres affectations occupent 6 % de la surface restante. Les cultures à grand interligne, constituées surtout par le maïs, et les fourrages sont les plus pratiqués et représentent respectivement 48 % et 36 % des cultures totales. Le cheptel est surtout composé de porcs et de bovins qui comptent pour respectivement 53 % et 34 % de la production animale totale.

La rivière Yamaska prend sa source dans le lac Brome et coule en direction ouest jusqu'à Farnham où elle reçoit les eaux de deux tributaires importants, les rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, avant de bifurquer vers le nord. Elle s'écoule ensuite dans cette direction jusqu'à son embouchure dans le lac Saint-Pierre en récoltant au passage les eaux de neuf cours d'eau dont celles de la rivière Noire, le plus important tributaire du bassin. Le débit moyen annuel à l'embouchure de la rivière Yamaska est estimé à 97 m³/s en 1994 et 82 m³/s en 1995. Plusieurs barrages dans le bassin régularisent le niveau d'eau afin d'assurer un débit minimal en période d'étiage et de prévenir les inondations au printemps. Les réservoirs créés par ces barrages incluent Choinière et Boivin, sur la rivière Yamaska Nord, et Davignon, sur la rivière Yamaska Sud-Est.

Près de 236 000 personnes réparties dans 81 municipalités vivaient dans le bassin de la rivière Yamaska en 1995. Granby et Saint-Hyacinthe, qui dénombrent chacune plus de 40 000 individus, sont les deux centres urbains et industriels les plus importants. Acton Vale, Bromont, Cowansville, Farnham, Valcourt et Waterloo sont de plus petites municipalités, mais comptent néanmoins des entreprises industrielles importantes. Les interventions d'assainissement urbain dans le bassin de la rivière Yamaska sont presque terminées; seules quelques municipalités ne traitaient pas leurs eaux usées au moment de l'étude. Près de 60 % de la population du bassin était raccordée à un réseau d'égouts dont 98 % était desservie par des stations d'épuration. Les autres résidences étaient munies d'installations septiques individuelles.

En 1995, 110 établissements industriels étaient susceptibles de rejeter directement ou indirectement des contaminants aux cours d'eau du bassin. Les principaux secteurs d'activités de ces établissements industriels étaient l'agroalimentaire (48 %), les transformations métalliques (19 %), les textiles (14 %) et la chimie (12 %). La quasi-totalité de ces établissements potentiellement polluants rejetaient leurs eaux usées dans les réseaux d'égouts municipaux après un traitement préalable, lorsque nécessaire. Les interventions d'assainissement réalisées étant souvent limitées par la technologie disponible, on ne peut toutefois présumer que tous les travaux effectués permettent de respecter les objectifs environnementaux de rejet du MEF. Ainsi, il est possible que des substances

toxiques résiduelles se trouvent dans les effluents des stations d'épuration municipales qui ne sont pas conçues pour neutraliser ces substances.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

L'échantillonnage ichthyologique a été effectué à 39 stations dans le bassin de la rivière Yamaska à l'été 1995 : 23 sur la rivière Yamaska (réparties sur 155,2 km), 9 sur la rivière Noire (sur 55,9 km), 4 sur la rivière Yamaska Nord (sur 24,6 km) et 3 sur la rivière Yamaska Sud-Est (sur 30,9 km). Ces stations ont été échantillonnées à une seule reprise, durant le jour, entre le début d'août et d'octobre 1995. La localisation des stations, qui est la même que celle des sites d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau (Primeau, 1999) et l'étude des organismes benthiques (St-Onge, 1999), apparaît à la figure 1. Les numéros de stations correspondent à la distance en kilomètres de l'embouchure de la rivière. Les détails de l'emplacement géographique ainsi que les dates d'échantillonnage se trouvent à l'annexe 1.

Trois critères ont déterminé la sélection des sites d'échantillonnage : la localisation des sources ponctuelles de pollution, l'emplacement des sources diffuses de pollution et la nature physique du milieu en matière d'habitat faunique.

Les stations situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution servaient de témoins. D'autres localisées dans le panache ou dans la zone de mélange en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Le reste des stations, réparties plus ou moins à égale distance entre les diverses sources ponctuelles, visait à évaluer l'étendue des effets des polluants, la distance requise pour la récupération des écosystèmes et l'importance des sources de pollution diffuses. Dans la mesure du possible, toutes les stations devaient se trouver dans des habitats comparables, principalement en ce qui a trait à la vitesse du courant et à la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques physiques du milieu remplie lors de l'échantillonnage permet de vérifier ultérieurement si cette condition est respectée et d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

Aux stations navigables, l'échantillonnage des poissons a été effectué en embarcation à l'aide d'un engin de pêche électrique de marque Smith-Root (modèle 2,5 GPP) alimenté par une génératrice d'une capacité de 2 500 W. Un schéma de l'embarcation de pêche électrique est présenté à l'annexe 2. Le système, réglé à 60 pulsations par seconde et d'une capacité de 120 V, générait entre 5 A et 7,5 A selon les conditions du milieu. L'anode consistait en un anneau d'aluminium de 1 m de diamètre placé horizontalement au-dessus de l'eau alors que l'embarcation d'aluminium servait de cathode. Les stations non navigables (12 des 39 stations), en raison de leur faible profondeur ou d'un trop court segment navigable, ont été échantillonnées au moyen d'un engin de pêche à gué (voir schéma à l'annexe 3). Le système, alimenté par la même génératrice que pour la pêche en embarcation, ne générait cependant qu'entre 1,5 et 7 A. L'anode mesurait 30 cm de diamètre et l'embarcation d'aluminium était utilisée comme cathode.

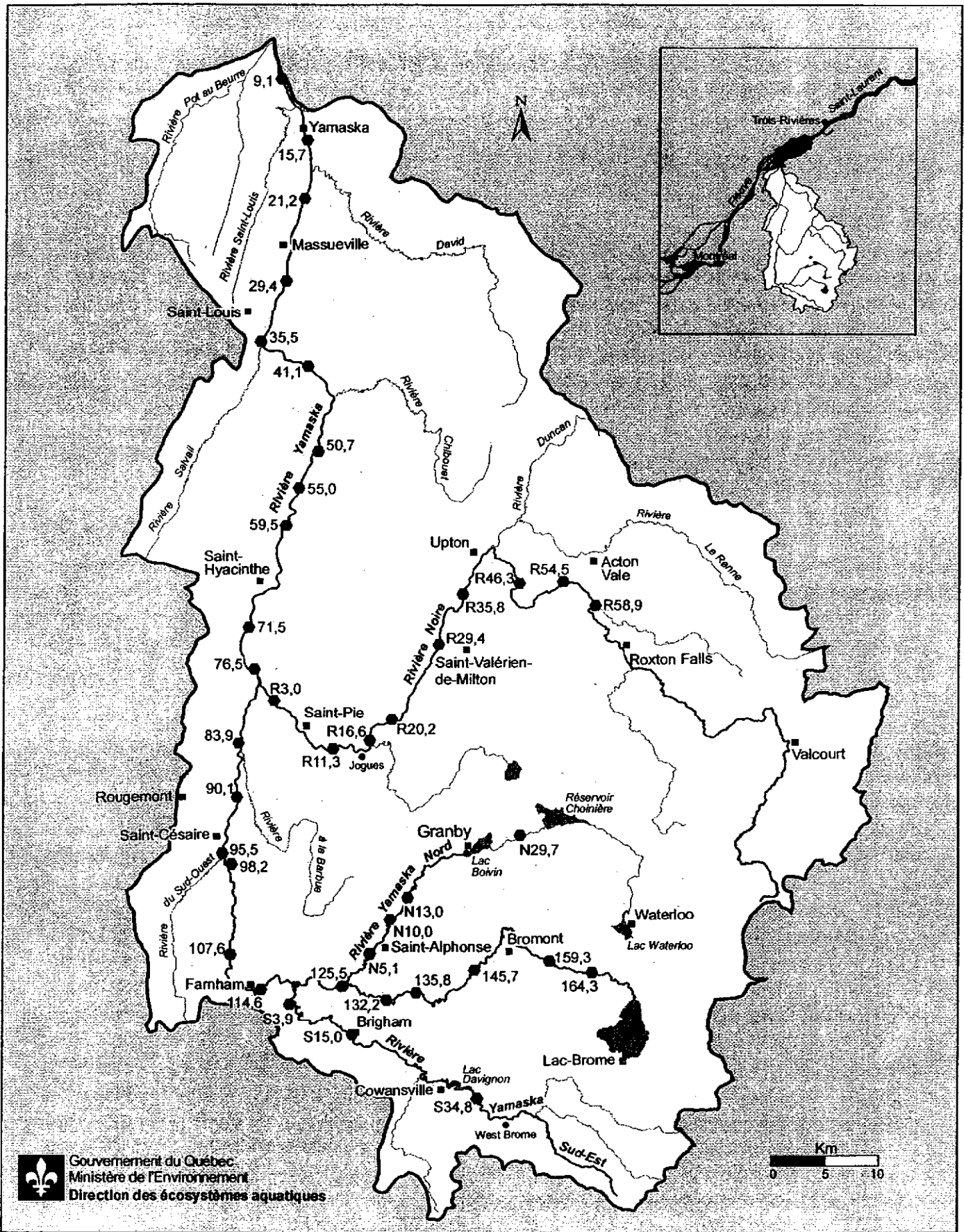


Figure 1 Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques du bassin de la rivière Yamaska

Pour la pêche en embarcation, chacune des deux rives était parcourue sur une longueur de 500 m alors qu'aux stations de pêche à gué, la longueur du segment échantillonné était de 50 m. Les deux rives ont pu être échantillonnées pour 5 des 12 stations de pêche à gué; aux autres stations, une seule rive a été pêchée (annexe 1). Pour les deux méthodes de pêche, une épuisette munie d'un filet de 16 mm et 12 mm d'ouverture de maille (maille étirée) a servi à capturer tous les poissons présents dans le champ électrique.

La pêche électrique est reconnue comme la méthode de pêche unique, la plus efficace et la moins sélective, pour la capture de poissons dans les ruisseaux et rivières (Gammon, 1976; Hendricks *et al.* 1980; Hughes et Gammon, 1987; Ohio EPA, 1988b et 1989; Paller, 1995). Elle a d'ailleurs été largement utilisée dans le cadre de suivis ichthyologiques où l'IIB était appliqué (Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Ohio EPA, 1988b; Lyons, 1992; Oberdoff et Hughes, 1992; Whittier et Rankin, 1992; Harris, 1995; Didier et Kestemont, 1996; Paller *et al.*, 1996; Hughes *et al.*, 1998) et elle fait partie du protocole d'échantillonnage des agences fédérales et d'États américaines pour le calcul de l'IIB (Fore *et al.*, 1994).

Toutefois, comme toute méthode de pêche, la pêche électrique a aussi ses limites. Son efficacité varie en fonction de certaines caractéristiques des poissons (espèce, taille, comportement, etc.), des habitats (transparence, largeur de la rivière, profondeur, etc.) et des conditions de pêche (Gammon, 1976; Hendricks *et al.*, 1980; Karr *et al.*, 1986; Reynolds, 1983). Aussi, Paller (1995) a démontré que la pêche en embarcation était moins efficace (67 % des poissons marqués et 83 % des espèces ont été récupérés) que la pêche à gué (90 % des poissons marqués et toutes les espèces ont été récupérés) en raison probablement plus des conditions difficiles d'échantillonnage dans les habitats larges et profonds que d'une déficience de l'engin.

De plus, il est certain que la pêche électrique ne permet pas d'obtenir un inventaire aussi complet des espèces que celui obtenu par plusieurs engins de pêche utilisés simultanément. Néanmoins, elle permet d'obtenir des échantillons standardisés par unité d'effort et de taille suffisante pour permettre la comparaison des différentes stations entre elles (Ohio EPA, 1988b; Oberdoff et Hughes, 1992).

Pour la pêche en embarcation, la longueur du segment échantillonné (1 km) est supérieure ou égale à celle déterminée par plusieurs auteurs comme étant suffisante pour capturer le nombre maximum d'espèces (Gammon *et al.*, 1981; Karr, 1981; Angermeier et Karr, 1986; Karr *et al.*, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Ohio EPA, 1989). À l'opposé, Gammon (1976) a observé qu'une distance de 1,5 km ne permettait pas d'atteindre un plateau pour le nombre d'espèces capturées. Il a toutefois noté pour la densité et la biomasse qu'un plateau était rapidement atteint sur une distance de 0,5 km ou ne présentait qu'une très légère augmentation entre 0,5 et 1,5 km.

Par contre, pour la pêche à gué, la distance échantillonnée (50 à 100 m) est inférieure à celle recommandée par l'Ohio EPA (1989) (150 à 200 m) et par Paller (1995) (235 à 555 m). Paller *et al.*, (1996) ont de plus observé que les échantillons provenant de segments de 50 m de longueur avaient une faible précision peu importe l'effort de pêche déployé alors que ceux en provenance de segments de 150 m avaient une bonne précision même lorsqu'ils provenaient d'une pêche unique. Malgré les résultats rapportés par ces auteurs, nous posons comme prémisse que cette

distance est suffisante pour obtenir un échantillon représentatif de la communauté, mais cette hypothèse reste à être démontrée.

Un minimum de deux à trois échantillons par station, au cours d'une même saison, est nécessaire pour atteindre un équilibre du nombre d'espèces, de la densité et de la biomasse (Gammon, 1976; Fausch *et al.*, 1984) et obtenir un échantillon représentatif (Ohio EPA, 1988b et 1989). Même si le protocole retenu (Richard, 1994) se démarque de celui des études mentionnées précédemment, nous présumons que l'échantillon unique prélevé est représentatif de la communauté de poissons présente à chacune des stations. D'une part, des efforts ont été déployés afin de minimiser la variabilité interstation en sélectionnant dans la quasi-totalité des cas (36 des 39 stations du bassin) des sites lenticques alors que plusieurs études (Berkman *et al.*, 1986; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Steedman, 1988) ciblent à la fois des habitats lotiques et lenticques. D'autre part, contrairement à plusieurs études où les poissons sont remis à l'eau entre les pêches successives (Gammon *et al.*, 1981; Berkman *et al.*, 1986; Ohio EPA, 1989; Paller, 1995), dans le cadre de cette étude, tous les poissons sont sacrifiés. Pour éviter qu'une pêche multiple à l'intérieur d'une même saison n'affecte la composition, l'abondance et la biomasse des communautés et n'introduise un biais dans l'interprétation des résultats, nous avons préféré effectuer une seule pêche.

Les poissons de taille inférieure à environ 50 mm ou pouvant poser des difficultés d'identification (cyprinidés, dards, ammocoetes, moxostomes juvéniles) ont été préservés immédiatement après leur capture dans une solution de formaldéhyde à 10 % tamponnée. Les autres ont été transportés au laboratoire dans des glacières. Tous les poissons capturés ont été identifiés à l'espèce et dénombrés. La biomasse totale par espèce a été déterminée à l'aide d'une balance Mettler P 3600 ou d'une balance à ressort de marque Detecto d'une capacité de 27 kg. Lorsque leur nombre était suffisant, cinq spécimens de chacune des espèces préservées dans le formaldéhyde ont été transférés dans une solution d'alcool éthylique à 70 % afin d'être conservés dans la collection de référence de la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune.

L'identification a été effectuée à partir des clés taxonomiques de Legendre (1960), Scott et Crossman (1973), Mongeau (1984) et une clé non publiée sur les ammocètes (Claude Renaud, Musée canadien de la nature, comm. pers.). La clé d'identification de Scott et Crossman (1973), celle de Chapleau (1980) et les critères de Page et Burr (1991) ont servi à discriminer les raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) des raseux-de-terre gris (*Etheostoma olmstedii*). La liste des espèces capturées apparaît au tableau 1. Les noms scientifiques ont été tirés de Robins *et al.* (1991) et les noms vernaculaires, de Scott et Crossman (1973), exception faite des suceurs qui portent maintenant le nom de chevaliers (MEF, 1998b).

Dans le cas précis de l'identification des raseux-de-terre noir et des raseux-de-terre gris, la méthode de Chapleau (1980) a été adaptée en suivant les directives fournies par Erling Holm du Royal Ontario Museum (comm. pers.). Le nombre de pores des canaux céphaliques, un critère de ségrégation important de la clé d'identification, a été déterminé en appliquant du bleu de méthylène au moyen d'une seringue Becton Dickinson 3 c.c. sur les pores préalablement asséchés. Le colorant se répand sur la longueur des canaux par capillarité. L'aiguille de la seringue (B-D 20G) est préalablement alésée afin d'éliminer la partie oblique. L'assèchement des canaux est effectué en

Tableau 1 Niveau de tolérance à la pollution et niveau trophique des espèces capturées sur le bassin de la rivière Yamaska (tiré de Plafkin *et al.*, 1989)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ^a
Amiidae			
<i>Amia calva</i>	poisson-castor	intermédiaire	piscivore
Catostomidae			
<i>Catostomus commersoni</i>	meunier noir	tolérant	omnivore
<i>Carpoides cyprinus</i>	couette	intermédiaire	omnivore
<i>Moxostoma anisurum</i>	chevalier blanc ^b	intermédiaire	insectivore
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	chevalier rouge ^b	intermédiaire	insectivore
<i>Moxostoma valenciennesi</i>	chevalier jaune ^b	intolérant	insectivore
Centrarchidae			
<i>Ambloplites rupestris</i>	crapet de roche	intermédiaire	piscivore
<i>Lepomis gibbosus</i>	crapet-soleil	intermédiaire	insectivore
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche	intermédiaire	piscivore
<i>Micropterus salmoides</i>	achigan à grande bouche	tolérant	piscivore
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	marigane noire	intermédiaire	insectivore
Cyprinidae			
<i>Cyprinella spiloptera</i>	méné bleu	intermédiaire	insectivore
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	tolérant	omnivore
<i>Hybognathus regius</i>	méné d'argent	tolérant ^c	herbivore ^d
<i>Luxilus cornutus</i>	méné à nageoires rouges	intermédiaire	insectivore
<i>Notropis atherinoides</i>	méné émeraude	intermédiaire	insectivore
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	chatte de l'est	tolérant	omnivore
<i>Notropis hudsonius</i>	queue à tache noire	intermédiaire	insectivore
<i>Notropis rubellus</i>	tête rose	intolérant	insectivore
<i>Notropis stramineus</i>	méné paille	intermédiaire	insectivore
<i>Notropis volucellus</i>	méné pâle	intolérant	insectivore
<i>Pimephales notatus</i>	ventre-pourri	tolérant	omnivore
<i>Pimephales promelas</i>	tête-de-boule	tolérant	omnivore
<i>Rhinichthys atratulus</i>	naseux noir	tolérant	insectivore ^e
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides	intermédiaire	insectivore
<i>Semotilus atromaculatus</i>	mulet à cornes	tolérant	omnivore
<i>Semotilus corporalis</i>	ouitouche	intermédiaire ^{f, g}	omnivore
Cyprinodontidae			
<i>Fundulus diaphanus</i>	fondule barré	tolérant	insectivore
Esocidae			
<i>Esox lucius</i>	grand brochet	intermédiaire	piscivore
<i>Esox masquinongy</i>	maskinongé	intermédiaire	piscivore
<i>Esox niger</i>	brochet maillé	intermédiaire	piscivore
Gadidae			
<i>Lota lota</i>	lotte	intermédiaire	piscivore

Tableau 1 Niveau de tolérance à la pollution et niveau trophique des espèces capturées sur le bassin de la rivière Yamaska (tiré de Plafkin *et al.*, 1989) (suite)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ^a
Hiodontidae			
<i>Hiodon tergisus</i>	laquaiche argentée	intolérant	insectivore
Ictaluridae			
<i>Ameiurus nebulosus</i>	barbotte brune	tolérant	insectivore
<i>Ictalurus punctatus</i>	barbue de rivière	intermédiaire	omnivore
<i>Noturus flavus</i>	barbotte des rapides	intolérant	insectivore
Percidae			
<i>Etheostoma flabellare</i>	dard barré	intermédiaire	insectivore
<i>Etheostoma olmstedii</i>	raseux-de-terre gris	tolérant ^{b,i}	insectivore ^j
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	intermédiaire	piscivore
<i>Percina caprodes</i>	dard-perche	intermédiaire	insectivore
<i>Percina copelandi</i>	dard gris	intolérant	insectivore
<i>Stizostedion canadense</i>	doré noir	intermédiaire	piscivore
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré	intermédiaire	piscivore
Percopsidae			
<i>Percopsis omyscomycus</i>	omisco	intermédiaire	insectivore
Petromyzontidae			
<i>Lampetra appendix</i>	lamproie de l'est	intolérant ^k	filtreur ^d
Sciaenidae			
<i>Aplodinotus grunniens</i>	malachigan	intermédiaire	invertivore
Umbridae			
<i>Umbra limi</i>	ombre de vase	tolérant	insectivore

^a âge adulte

^b MEF (1998b)

^c Mandrak et Ramshaw (1998)

^d Hlohowskyj *et al.* (1989)

^e Scott et Crossman (1973)

^f Hall *et al.* (1994)

^g Scott et Hall (1997)

^h Tsai (1972)

ⁱ Goodchild (1993)

^j Cooper (1983) et Smith (1985) cités par Goodchild (1993)

^k Lyons (1992)

soufflant de l'air comprimé dans les pores au moyen d'une pompe à aquarium Optima n° 807 rattachée à un boyau d'aquarium et à une seringue munie d'une aiguille.

À chaque station et pour chacune des espèces, un maximum de 20 poissons représentatifs de chacune des classes de taille étaient mesurés (longueur à la fourche) et examinés pour dénombrer les anomalies externes énumérées à l'annexe 4. Cette méthode de sous-échantillonnage, appelée allocation proportionnelle, a été développée par Fridriksson (1934); elle est décrite et évaluée par Castro et Lawing (1995). Cet échantillon a servi ultérieurement au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies. Pour quelques spécimens, un rapport de nécropsie produit par la faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal a permis de préciser la nature de certaines anomalies (Mikaelian et Martineau, 1996).

Les données brutes des caractéristiques de l'habitat, de l'abondance des poissons et de la fréquence des anomalies externes sont disponibles sur demande à la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune.

Traitement des données

Habitats ichthyologiques

Les variables retenues pour caractériser les habitats ichthyologiques et définir les secteurs homogènes sont : (1) la largeur de la rivière (Schlosser, 1991); (2) l'altitude (Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988); (3) la pente (Huet, 1959; Hocutt et Stauffer, 1975); (4) la profondeur maximale (Aadland, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (5) la vitesse du courant (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Pusey *et al.*, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (6) la transparence (Matthews, 1985); (7) le type de substrat dominant (Gorman et Karr, 1978; Rabeni et Jacobson, 1993); (8) l'hétérogénéité du substrat (Paller, 1994); et (9) la densité des macrophytes (Huet, 1959; Matthews, 1985). L'unité de mesure de la largeur de la rivière, de l'altitude et de la profondeur est le mètre. La pente est exprimée en mètre par kilomètre.

La vitesse du courant, la transparence de l'eau et la densité des macrophytes, variables qualitatives qui présentent une gradation, de même que le substrat dominant, variable quantitative, ont tous été estimés visuellement. Ils sont codifiés et traités comme des variables semi-quantitatives (tableau 2). Exceptionnellement, sur la rivière Yamaska, les pourcentages respectifs des quatre types de substrat sont utilisés pour le traitement statistique plutôt que la codification pour le substrat dominant. Un recours à cette pratique, même si elle accorde un poids quatre fois plus élevé au substrat, est nécessaire puisqu'à la station 41,1 le substrat est composé à parts égales d'argile-limon et de galets-blocs. En effectuant la moyenne des deux substrats on obtiendrait du sable-gravier (classe 2), ce qui n'est pas représentatif du milieu. De plus, pour certaines stations de pêche à gué des rivières Yamaska et Noire, la profondeur maximale de la rivière est enregistrée comme étant supérieure à 1,5 m. Celle-ci est alors codifiée et traitée comme une variable semi-quantitative (tableau 2). L'hétérogénéité du substrat est calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994) appliqué sur les pourcentages de chacun des types de substrat (argile/limon, sable, gravier, galets, blocs, roc) de chaque station.

Tableau 2 Codification de certaines variables utilisées pour l'analyse des habitats ichthyologiques

Variable	Codification et description			
	1	2	3	4
Vitesse du courant	nulle	lente	modérée	rapide
Transparence	faible	moyenne	élevée	-
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	galets-blocs	roc
Densité des macrophytes	nulle	faible	modérée	abondante
Profondeur (m) ^a	0-0,5	0,6-1,0	1,1-1,5	>1,5

^a Codification qui s'applique pour les rivières Yamaska et Noire seulement

Une analyse de groupement effectuée sur l'ensemble des stations définies par leurs caractéristiques d'habitat permet de dégager les stations semblables sur le plan de l'habitat. Le coefficient d'association sélectionné, la distance euclidienne, est calculé à partir des données centrées réduites. Les stations présentant des caractéristiques similaires sont regroupées à l'aide du groupement par agglomération hiérarchique à liens complets, type de groupement qui permet de définir des groupes de stations se distinguant par des discontinuités marquées (Legendre et Legendre, 1984).

Afin de comprendre quels facteurs du milieu expliquent la variabilité entre les stations, une analyse en composantes principales est aussi effectuée sur les caractéristiques d'habitat. L'ordination est réalisée à partir d'une matrice de corrélation de rangs du tau (τ) de Kendall plutôt qu'une matrice de corrélation classique puisque plusieurs des variables initiales sont semi-quantitatives plutôt que numériques (Lebart *et al.*, 1979; Legendre et Legendre, 1984). Les vecteurs propres sont normés à leur écart type $\sqrt{\lambda}$ et la méthode du bâton brisé est utilisée pour déterminer le nombre d'axes d'ordination interprétables (Legendre et Legendre, 1984). Les deux analyses sont effectuées à l'aide du logiciel SAS 6.0 (SAS Institute Inc., 1990).

La superposition subséquente des résultats du groupement sur l'ordination permet de reconnaître dans le plan réduit les groupes de stations qui présentent des habitats similaires et de déterminer quelles caractéristiques du milieu contribuent le plus à la formation des différents groupes.

Communautés ichthyologiques

Abondance, biomasse et nombre d'espèces

À chaque station, l'abondance des poissons est exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE) (annexes 5 et 6). Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés et la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche, c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau. En raison d'une erreur de laboratoire, la donnée de la biomasse totale des dards-perches à la station R35,8 n'est pas disponible. Des 11 spécimens capturés, seulement cinq ont été préservés, tous avaient cependant été mesurés. Les poids et longueurs des 20 spécimens préservés pour quatre stations de la rivière Noire, dont les cinq spécimens de la station R35,8, ont servi à estimer la biomasse des six poissons manquants [biomasse (g) = $0,13e^{(0,042 \cdot \text{longueur (mm)})}$; $R^2 = 0,99$, $p < 0,0001$]. La biomasse totale estimée est probablement inférieure au poids frais en raison de la déshydratation des poissons dans l'alcool. Elle constitue néanmoins une approximation valable puisque les dards-perches ne représentent que 0,5 % de la biomasse totale à la station R35,8.

Il est à noter que toutes les espèces ont été considérées dans le traitement des données puisqu'il a été démontré que l'exclusion des espèces rares n'affectait pas les communautés de tous les sites de la même façon (Cao *et al.*, 1998). Cao *et al.* (1998) ont comparé la richesse spécifique de trois sites caractérisés par des niveaux de pollution différents (non pollué, modérément pollué et très pollué). Ils ont constaté que l'élimination des espèces rares réduisait de façon substantielle la richesse spécifique au site le moins pollué mais n'avait presque aucun effet au site le plus pollué. Ils en concluent que les espèces rares ont une importance cruciale dans le cadre de suivis biologiques.

Pour déterminer si les différences de densité, de biomasse et du nombre d'espèces aux différentes stations peuvent être attribuables à l'engin de pêche utilisé, des tests de Mann-Whitney sont effectués entre les stations de pêche par bateau et celles de pêche à gué. Ces tests n'ont pu être réalisés que pour la rivière Yamaska puisque sur les trois autres tributaires un des groupes ne comptait qu'une seule station.

Communautés et associations ichthyologiques

À partir des données de présence-absence de chacune des espèces, une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets est effectuée à l'aide du progiciel R (Legendre et Vaudor, 1991) afin de représenter en espace réduit les groupes de stations ayant des espèces similaires (mode Q). En écologie numérique, cette méthode s'avère utile, particulièrement lorsque les données à traiter sont qualitatives ou contiennent beaucoup de doubles zéros (Green, 1979; Legendre et Legendre, 1984). Le degré de dépendance entre les différentes stations (objets) est calculé avec le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}), coefficient qui exclut les doubles zéros (Legendre et Legendre, 1984).

Une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets est ensuite effectuée entre les espèces afin de dégager les principales associations ichthyologiques (mode R). Le même

coefficient d'association (S_{24}) est utilisé pour le calcul du degré de dépendance entre les espèces (descripteurs).

Anomalies externes

À chaque station et pour chaque espèce, le pourcentage de poissons atteints par des anomalies externes est calculé en multipliant la proportion de poissons affectés de l'échantillon par le nombre total de poissons capturés. La somme des valeurs obtenues pour chacune des espèces divisée par le nombre total de poissons capturés à la station multipliée par 100 exprime le pourcentage de la communauté affectée à cette station.

La fréquence d'anomalies tend à augmenter avec l'âge et la longueur des poissons (Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Lesko *et al.*, 1996; Sanders *et al.*, 1998). Une analyse de corrélation entre la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station et le pourcentage d'anomalies de type DELT permet de déterminer si certaines stations présentent des proportions d'anomalies supérieures ou inférieures à ce qui peut être prédit par la taille des poissons. Pour la rivière Noire, la longueur moyenne est transformée en logarithme pour accroître la normalité des données et le coefficient de corrélation de Spearman est utilisé, plutôt que celui de Pearson (rivière Yamaska). La longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station (\bar{L}) est calculée en effectuant une moyenne pondérée de la façon suivante:

$$\bar{L} = \left[\sum_{i=1}^m (\bar{l}_i \cdot n_i) \right] / N$$

où n_i = nombre de poissons capturés de l'espèce i ;

N = nombre total de poissons capturés à la station;

m = nombre total d'espèces à la station; et

\bar{l}_i = longueur moyenne des poissons de l'échantillon appartenant à l'espèce i .

Les yeux des poissons préservés dans le formaldéhyde deviennent opaques comme ceux des poissons aveugles; diagnostiquer leur cécité est impossible. Dans la rivière Yamaska et ses trois principaux tributaires, 58 % des poissons examinés pour les anomalies ont été préservés dans le fixateur. De ce nombre, la quasi-totalité (95 %) ont une taille ≤ 100 mm. Ces poissons sont considérés comme non aveugles dans le traitement des données. Ainsi, les valeurs présentées sont sous-estimées puisqu'une certaine proportion des poissons de petite taille peuvent être atteints de cécité. En effet, 5 des 1 534 poissons (0,33 %) de taille ≤ 100 mm non préservés dans le formaldéhyde sont aveugles.

Indices biotiques

Deux indices sont utilisés pour caractériser la santé des écosystèmes aquatiques : l'indice de *Well Being* (IWB) et l'indice d'intégrité biotique (IIB).

L'indice de *Well Being* a été développé par Gammon (1980) dans le but d'évaluer la réponse des communautés ichthyologiques fluviales aux stress environnementaux. Il incorpore à la fois l'abondance, la biomasse ainsi que la diversité spécifique de Shannon :

$$IWB = 0,5 \ln n + 0,5 \ln b + H'_n + H'_b$$

- où n = nombre total de poissons capturés par unité d'effort à chaque station;
 b = biomasse totale prélevée par unité d'effort à chaque station;
 $H'_n = 2,303 [\log_{10} n - (1/n \sum n_i \log_{10} n_i)];$
 $H'_b = 2,303 [\log_{10} b - (1/b \sum b_i \log_{10} b_i)];$
 n_i = nombre de poissons capturés par unité d'effort appartenant à l'espèce i ; et
 b_i = biomasse prélevée par unité d'effort pour l'espèce i .

Cependant, il arrive que l'IWB ait une valeur élevée en milieux dégradés, parfois même supérieure à celle des milieux naturels, puisqu'à l'augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution ne correspond qu'une faible diminution de la diversité (Hughes et Gammon, 1987; Ohio EPA, 1988b). Pour remédier à ce problème, l'indice de *Well Being* peut être modifié (IWBm) en retranchant des variables n et b la contribution en PUE et en BUE des espèces tolérantes à la pollution sans toutefois les retrancher dans le calcul des indices de Shannon (H'_n et H'_b). En milieux pollués, cette modification augmente la sensibilité de l'indice puisque sa valeur est d'autant plus faible qu'il y a une forte dominance des espèces tolérantes. L'IWBm serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à celle de l'habitat (Ohio EPA, 1988b). L'indice est basé sur la prémisse que les secteurs de rivière les moins pollués supportent une abondance et une diversité de poissons plus importantes que les secteurs fortement affectés.

La différence de valeur entre les deux indices (IWB-IWBm) serait une indication directe du degré d'altération des communautés ichthyologiques; plus elle est élevée, plus les communautés sont affectées (Ohio EPA, 1988b). La différence prend une valeur inférieure ou égale à 0,5 pour un écosystème plutôt naturel et supérieure à 1 pour un écosystème dégradé (Ohio EPA, 1988b). Cette interprétation est supportée par Richard (1994; 1996) et La Violette et Richard (1996) pour les rivières L'Assomption, Saint-Esprit, Saint-François, Magog et Châteauguay.

L'application de cet indice nécessite la classification préalable de chacune des espèces en fonction de son niveau de tolérance à la pollution et de son niveau trophique. La classification retenue (tableau 1) est tirée de Plafkin *et al.* (1989). Le méné d'argent, le raseux-de-terre gris, la lamproie de l'est et la ouitouche, pour lesquels l'information n'est pas disponible, sont classifiés à partir d'autres références (voir tableau 1). Le naseux noir est l'une des seules espèces classifiée comme *généraliste* dans Plafkin *et al.* (1989); la classification de Scott et Crossman (1973) comme *insectivore*, plus précise et s'appliquant au Canada, a plutôt été retenue. Le malachigan, un *invertivore* selon Plafkin *et al.* (1989), est considéré comme un *insectivore* pour le traitement des données.

La classification du méné d'argent comme une espèce intermédiaire à la pollution dans Richard (1994 et 1996) était celle retrouvée dans Plafkin *et al.* (1989) pour le méné d'argent de l'ouest (*Hybognathus nuchalis*). Or, seul le méné d'argent de l'est (*Hybognathus regius*) est retrouvé dans le bassin du fleuve Saint-Laurent. Mandrak et Ramshaw (1998) ne confèrent pas au *H. regius* un

statut d'espèce tolérante à la pollution comme tel, mais certains de leurs arguments ont permis de le désigner ainsi. Ils mentionnent notamment : que l'espèce était plus abondante dans la partie eutrophe qu'oligotrophe du lac Memphrémagog (Nakashima *et al.*, 1977 cités par Mandrak et Ramshaw, 1998); que l'espèce n'est pas menacée et que les populations paraissent stables ou en expansion sur la plus grande partie de sa répartition canadienne; et que *H. regius* est possiblement moins sensible à la turbidité et à l'envasement que *H. nuchalis* (Hlohowskyj *et al.*, 1989 cités par Mandrak et Ramshaw, 1998).

Finalement, bien que Richard (1996) cite Plafkin *et al.* (1989), le fondule barré a malencontreusement été classé comme une espèce intolérante à la pollution, retenant ainsi la classification du fondule barré de l'ouest (*Fundulus diaphanus menoma*) (ouest du fleuve Saint-Laurent) plutôt que celle du fondule barré de l'est (*F.d. diaphanus*) (est du lac Ontario et haut Saint-Laurent) (Yvon Richard, MEF, comm. pers.). Cette erreur se retrouve aussi dans La Violette et Richard (1996) et Saint-Jacques (1998). Elle est rectifiée dans le présent rapport où le fondule barré est classé tolérant à la pollution (Plafkin *et al.*, 1989).

Le deuxième indice basé sur les communautés ichthyologiques, l'indice d'intégrité biotique (IIB), a initialement été développé par Karr (1981) et largement appliqué dans le cadre des activités de suivi biologique (Fausch *et al.*, 1984; Karr *et al.*, 1985; Angermeier et Karr, 1986; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Karr, 1987; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramblett et Fausch, 1991; Karr, 1991; Adams *et al.*, 1993; Richard, 1994). De plus, plusieurs études ont démontré que la variabilité inter-annuelle de l'IIB, aux stations où les conditions environnementales sont demeurées à peu près stables, est relativement faible (< 10 %), ce qui démontre sa robustesse et son efficacité comme outil de suivi environnemental (Karr *et al.*, 1987; Lyons, 1992; Fore *et al.*, 1994; Yoder et Rankin, 1995; Hughes *et al.*, 1998). Par ailleurs, la variabilité temporelle de l'IIB est considérablement plus faible que sa variabilité spatiale (Hughes *et al.*, 1998).

Pour calculer cet indice, Karr (1981) intègre douze variables explorant différents aspects de la structure des communautés ichthyologiques. Six concernent la richesse et la composition spécifique, trois l'organisation trophique et trois l'abondance et la condition des poissons. Richard (1994) donne un aperçu de la pertinence de chacune des variables et des considérations écologiques qu'elles sous-tendent. Pour les rivières du Québec, l'indice de Karr ne peut pas être appliqué directement. Les dards et les crapets sont trop peu représentés pour être utilisés. Aussi, le nombre d'espèces et la densité des poissons varient trop en fonction des écorégions et de la superficie des bassins de drainage pour pouvoir aisément établir des critères de référence fiables (Fausch *et al.*, 1984; Larsen *et al.*, 1986). Finalement, l'identification d'individus hybrides étant ardue (Bramblett et Fausch, 1991), cette variable n'a pas été retenue.

Ainsi, des 12 variables incluses initialement dans l'IIB, trois (4, 5 et 6 au tableau 3) ont été retenues telles quelles en raison de leur faible variabilité d'une région à l'autre (Yant *et al.*, 1984; Hughes et Gammon, 1987; Miller *et al.*, 1988; Plafkin *et al.*, 1989; Crumby *et al.*, 1990; Karr, 1991; Bramblett et Fausch, 1991). Parmi celles susceptibles de varier d'une région à l'autre, deux (2 et 3) ont été retenues tel qu'il est suggéré dans l'exemple de Karr *et al.* (1986) puisqu'elles semblaient adaptées au Québec (Richard, 1994). Finalement, une variable a été modifiée (7) (Ohio EPA, 1988b), une

ajoutée (1) (Ohio EPA, 1988b) et six rejetées. Lorsque leur nombre est suffisant, les cyprinidés insectivores (5) sont privilégiés comme variable de l'IIB (Karr *et al.*, 1986) puisqu'on peut présumer qu'un groupe restreint de taxons présentera une plus grande homogénéité en matière de physiologie, de taille et d'écologie que le groupe composé de tous les insectivores; par conséquent, il sera plus facile d'établir des relations avec la qualité du milieu environnant (James Karr, University of Washington, comm. pers.). La variable ajoutée au calcul de l'IIB, l'indice IWB-IWBm, intègre des mesures d'abondance et remplace en partie une variable de l'indice de Karr, soit le nombre total de poissons dans l'échantillon. De plus, l'IWB-IWBm a l'avantage de ne pas varier en fonction de la superficie des bassins versants et des écorégions. La valeur de cette approche a été démontrée par Richard (1996) pour les rivières L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau, Saint-François et Magog. L'IIB adapté au Québec intègre donc sept variables, trois mesurant la composition et l'abondance, trois l'organisation trophique et une, la condition des poissons.

Tableau 3 Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique (adapté de Karr, 1991)

Variables	Cote		
	5	3	1
Composition et abondance			
1. IWB-IWB _m ¹	0 - 0,5	0,6 - 1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de catostomidés	≥ 2	1	0
3. Nombre d'espèces intolérantes	≥ 3	1-2	0
Organisation trophique			
4. Pourcentage d'omnivores	≤ 19 %	20 - 45 %	≥ 46 %
5. Pourcentage de cyprinidés insectivores	≥ 46 %	45 - 20 %	≤ 19 %
6. Pourcentage de piscivores	≥ 5,1 %	5 - 1 %	≤ 0,9 %
Condition des poissons			
7. Proportion des poissons avec une ou plusieurs anomalies externes suivantes : déformation, érosion, lésion et tumeur	0 - 2 %	2,1 - 5 %	≥ 5,1 %

¹ Les cotes de cette variable sont multipliées par deux puisqu'il s'agit d'une variable bipartite composée de la densité et de la biomasse.

Les valeurs obtenues pour chacune des variables sont comparées à des critères qui définissent la qualité de l'écosystème (tableau 3). Karr *et al.* (1986) donnent une description détaillée des calculs servant à l'élaboration des critères. Par la suite, une cote est assignée à chaque variable selon sa classification par rapport aux critères. La cote prend la valeur 5 pour un écosystème plutôt naturel, 3

pour un écosystème moyennement dégradé et 1 pour un écosystème très dégradé. Les cotes de l'IWB-IWBm sont multipliées par deux puisqu'il s'agit d'une variable bipartite composée de la densité et de la biomasse. La somme des cotes, multipliée par le facteur 1,5, définit l'intégrité biotique de l'écosystème à la station échantillonnée. L'intégrité biotique est considérée excellente pour des valeurs comprises entre 57 et 60, bonne entre 48 et 54, moyenne entre 39 et 45, faible entre 27 et 36 et très faible entre 12 et 24. Notons qu'en raison des mesures possibles pour les cotes (1, 3 ou 5), l'indice ne peut prendre que des valeurs comprises entre 12 et 60 avec un intervalle de 3 (12, 15, 18, ...). Aucune classe ne peut être calculée en l'absence de poisson. Les bornes des classes ont été légèrement modifiées par rapport à Richard (1994; 1996) et La Violette et Richard (1996), afin d'éviter toute ambiguïté quant à l'appartenance d'une station à l'une ou l'autre des classes.

Le bilan global de la santé de l'écosystème est déterminé à partir de la représentation graphique du profil longitudinal de l'IIB et suppose une évolution linéaire entre les stations. Ce bilan est effectué en cumulant le nombre de kilomètres de rivière appartenant à chaque classe de qualité. Pour ce calcul, les bornes inférieures ont été abaissées de 1,5 unité afin de répartir équitablement le nombre de kilomètres dans les différentes classes.

Comparaison 1991-1995

Les profils de variation spatiale du nombre d'espèces et de la densité relative des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution et de leur niveau trophique pour l'année 1995 sont comparés à des profils similaires pour l'année 1991. Les données de 1991 proviennent d'une étude qui visait à évaluer les conséquences écologiques du traitement des eaux usées sur les communautés ichthyologiques de la rivière Yamaska (La Violette, 1996). Les espèces de poisson sont classifiées à nouveau selon les niveaux de tolérance à la pollution et les niveaux trophiques appliqués en 1995. Initialement, *Etheostoma n. nigrum* et *Etheostoma n. olmstedii* étaient classifiées comme des sous-espèces du raseux-de-terre, *E. nigrum* (Scott et Crossman, 1973). Considérées maintenant comme des espèces (Robins *et al.*, 1991), le traitement a aussi exigé de distinguer les *E. nigrum* des *E. olmstedii*, tous identifiés précédemment comme des *E. nigrum*. Quelques erreurs d'identification, notées dans La Violette (1996), ont aussi été rectifiées. De plus, les données sont traitées en abondance plutôt qu'en présence/absence. Pour le calcul des PUE, seul l'effort de la pêche électrique à gué est pris en compte même si la seine a aussi été utilisée pour la quasi-totalité des stations. L'effort de pêche à la seine étant présumé égal pour toutes les stations, on considère que le biais d'échantillonnage est le même partout.

Agriculture et intégrité biotique

Cette section traite des considérations écologiques et statistiques qui sous-tendent le choix de la méthode utilisée pour traiter les données agricoles. La méthode et les résultats se trouvent dans Primeau *et al.* (1999).

La mise en relation des indicateurs de pollution agricole avec l'intégrité biotique (IIB) de chaque station d'échantillonnage dans le bassin de la Yamaska nécessite préalablement le choix de la façon d'agréger les données agricoles. L'agrégation par « sous-bassins partiels » plutôt que par « sous-bassins totaux » (Primeau *et al.*, 1999) est basée sur des considérations à la fois écologiques

et statistiques. La difficulté réside dans le fait que probablement aucune des deux approches n'est une représentation parfaite de la réalité. L'approche par « sous-bassins partiels » présume que l'usage du territoire en amont du « sous-bassin partiel » n'a pas d'impact sur l'intégrité biotique de la station échantillonnée alors que l'approche par « sous-bassins totaux » pose comme prémisses que la rivière n'a pas de capacité de récupération, le stress de la pression de pollution agricole s'accumulant de l'amont vers l'aval de la rivière.

Basé strictement sur des aspects écologiques, les rivières possèdent une capacité inhérente d'auto-épuration (Benoit, 1971; Smith, 1974; Kondratieff et Simmons, 1982). La dégradation de la matière organique par l'activité bactériologique est un processus naturel lié à la quantité d'oxygène dissous disponible (Smith, 1974; Bontoux, 1993). Les rivières sont une succession de zones lenticues et lotiques, la turbulence et le mélange dans les zones lotiques permettant à l'eau de se réoxygéner (Eckenfelder, 1982).

Le phénomène d'auto-épuration a aussi été documenté pour les milieux pollués (Hynes, 1963; Benoit, 1971; Prati et Richardson, 1971; Wuhrmann, 1972; Seidel, 1976 cité par Kondratieff et Simmons, 1982; UNESCO et WHO, 1978). Une distance suffisante entre les sources de pollution permet à la rivière de récupérer (Kondratieff et Simmons, 1982). Cette capacité de récupération est associée à des mécanismes de dilution, de sédimentation, d'assimilation et de transformation par les organismes puisque les rivières sont des écosystèmes ouverts et dynamiques (Smith, 1974 et 1996; Kondratieff et Simmons, 1982). Cosser (1988) a observé que la baisse de diversité d'organismes benthiques en aval immédiat d'un rejet d'égouts était suivie par une augmentation progressive de la diversité sur les 105 km de rivière en aval. Richard (1994) a observé un phénomène similaire sur la rivière L'Assomption. L'indice d'intégrité biotique basé sur les communautés de poissons chutait en aval du rejet des eaux usées de Joliette et augmentait ensuite graduellement sur les 60 km de rivière en aval, sans toutefois atteindre la valeur obtenue en amont. Pour les sources ponctuelles de pollution, plusieurs autres exemples de récupération spatiale ont été documentés, tant pour les organismes benthiques que pour les poissons (Kondratieff et Simmons, 1982; Gammon, 1994; St-Onge et Richard, 1994; Yoder et Rankin, 1995; La Violette et Richard, 1996; Dauba *et al.*, 1997). Par contre, il n'existe à peu près pas de cas documentés pour les sources diffuses de pollution. Yoder et Rankin (1995) rapportent que les sources diffuses sont souvent « masquées » par des sources ponctuelles. Richard (1994) a toutefois observé une récupération des communautés ichthyologiques lorsque la rivière Saint-Esprit traverse un secteur forestier après son écoulement dans une zone agricole. De façon similaire, Storey et Cowley (1997) ont noté une amélioration de la qualité de l'eau et de la santé des communautés benthiques de trois petits cours d'eau agricoles, après leur passage dans un secteur boisé.

Des considérations statistiques nous amènent aussi à favoriser davantage l'approche par « sous-bassins partiels ». Une condition fondamentale de base en analyse statistique est l'indépendance des observations. Des stations d'échantillonnage situées à proximité l'une de l'autre le long d'une rivière ont peu de chances d'être indépendantes l'une de l'autre (Legendre, 1993). La présence d'une certaine qualité à une station peut rendre plus ou moins probable la présence de cette qualité à une autre station, concept communément appelé autocorrélation spatiale (Legendre et Legendre, 1984; Legendre et Fortin, 1989). L'autocorrélation devient d'autant plus importante que la distance entre les stations est rapprochée. Notre objectif étant d'effectuer des analyses de corrélation entre les

indicateurs de pollution agricole et l'intégrité biotique (IIB) de chaque station d'échantillonnage, le risque d'obtenir une corrélation fortuite est d'autant plus élevé que l'autocorrélation spatiale est forte (Legendre et Fortin, 1989). L'agrégation des données agricoles par « sous-bassins partiels », même si elle n'élimine pas l'influence de l'autocorrélation, rend la redondance entre les stations moins marquées que lorsque les effectifs agricoles sont cumulés d'une station à l'autre (« sous-bassins totaux »).

Analyses de corrélation

Afin de déterminer si l'agriculture et la qualité de l'eau exercent une influence sur les communautés ichtyologiques, les variables agricoles et de qualité de l'eau sont corrélées (r de Spearman) avec différentes variables des communautés. Un coefficient de corrélation non-paramétrique est utilisé puisqu'on ne peut présumer que la distribution jointe entre deux variables soit binormale.

Par ailleurs, pour l'ensemble du bassin de la rivière Yamaska, les diverses variables de l'IIB sont corrélées avec ce dernier afin de déterminer quelle est la contribution relative de chacune d'elles sur la valeur de l'IIB. Le τ de Kendall est toutefois utilisé puisque l'échelle des valeurs possibles de l'IIB est discontinue et par conséquent, plusieurs observations sont liées (Legendre et Legendre, 1984). Notons que le r de Spearman et le τ de Kendall, employés avec des descripteurs quantitatifs en relation linéaire, ont approximativement 91 % de l'efficacité du r de Pearson (Hotelling et Pabst, 1936 cités par Legendre et Legendre, 1984).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Rivière Yamaska

Habitats et associations ichtyologiques

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat sont les premiers éléments explicatifs de la répartition des poissons (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Hughes et Gammon, 1987; Boet *et al.*, 1991; Pusey *et al.*, 1993; Richard, 1994). Une description des tronçons homogènes en matière d'habitats ichtyologiques est donc essentielle avant d'aborder l'analyse de la composition et de l'abondance des poissons en fonction de la pollution du milieu.

Le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les stations définies par leurs caractéristiques d'habitats ichtyologiques apparaît à la figure 2. En retenant un niveau de fusion de 1,5 (distance euclidienne), les stations se regroupent en trois habitats distincts correspondant, à l'exception de deux stations (125,5 et 107,6), aux grandes régions physiographiques : le plateau appalachien (groupe I), le piémont (groupe II) et les basses-terres du Saint-Laurent (groupe III).

Ces groupes se démarquent sur le premier axe de l'analyse en composantes principales (annexe 7) qui explique 37 % de la variance inhérente à l'habitat. Les principaux facteurs associés à l'axe I sont la pente, la transparence de l'eau, l'altitude, la vitesse du courant et le pourcentage de galets-blocs; ils diminuent généralement du groupe I vers le groupe III. La profondeur maximale,

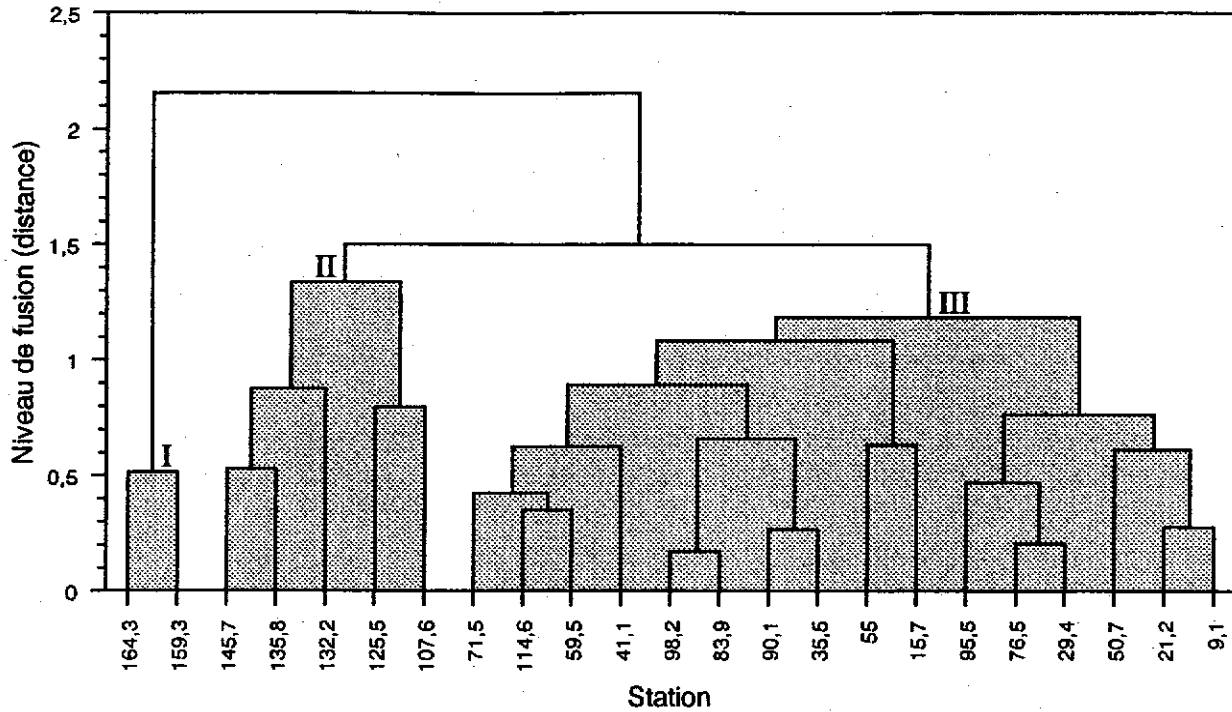


Figure 2 Groupement des stations de la rivière Yamaska selon leurs caractéristiques d'habitats ichthyologiques

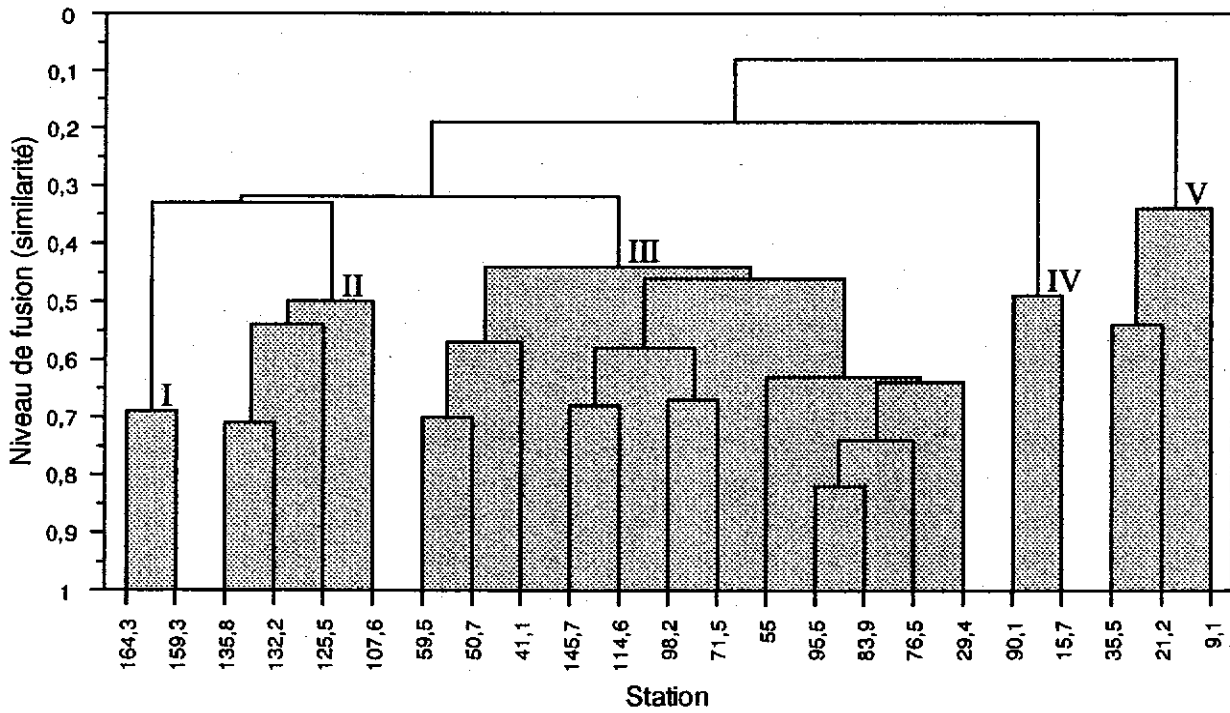


Figure 3 Groupement des stations de la rivière Yamaska selon la composition de leurs communautés ichthyologiques

aussi associée l'axe 1 mais de façon moins importante, augmente plutôt du plateau appalachien vers les basses-terres du Saint-Laurent. La largeur de la rivière et le pourcentage d'argile-limon, autant associés à l'axe 1 qu'à l'axe 2, ont aussi tendance à augmenter du plateau appalachien vers les basses-terres du Saint-Laurent. Finalement, l'hétérogénéité du substrat, le pourcentage de sable-gravier et la densité de macrophytes ne sont pas des facteurs explicatifs importants de la partition des trois groupes; les deux premiers parce qu'ils sont davantage associés au deuxième axe et le troisième parce qu'il ne contribue pas à la formation du plan réduit, étant inférieur au rayon du cercle de contribution équilibrée.

Le groupe I renferme 2 des 23 stations. Situées dans la partie supérieure où la rivière est plus étroite et moins profonde, ces stations se caractérisent par une altitude élevée (133-161 m), une forte pente moyenne (3,9 m/km) et un écoulement modéré (tableau 4). Elles ont une eau de transparence élevée et un substrat dominé par des galets-blocs. Le groupe II comprend cinq stations caractérisées surtout par une plus faible altitude (45-103 m), une pente moyenne moins importante que celle du plateau appalachien (1,8 m/km) et une transparence de l'eau moyenne. La largeur moyenne et la profondeur maximale y sont aussi plus élevées et l'écoulement plus lent. Les 16 stations restantes (groupe III) font toutes partie des basses-terres du Saint-Laurent. Ces stations se caractérisent par une pente moyenne encore plus faible que celle du groupe II (0,4 m/km), une altitude variant de 2-61 m et une eau de faible transparence. La gradation de la transparence de l'eau de élevée à faible du plateau appalachien vers les basses-terres est d'ailleurs très nette. La vitesse du courant et la profondeur maximale sont toutefois similaires au groupe II.

Le dendrogramme de l'analyse de groupement des stations d'après la composition spécifique des poissons est présenté à la figure 3. En séparant au niveau de fusion de 0,335 (similarité), cinq groupes de stations aux communautés ichthyologiques distinctes apparaissent. Les groupes I et II correspondent, à l'exception d'une station (145,7), aux groupes I et II identifiés par l'analyse de groupement basée sur les caractéristiques d'habitat (figure 2). Le groupe de stations III, un groupe unique d'après les caractéristiques d'habitat (figure 2), se divise toutefois en trois groupes (III, IV, V) selon la similarité des espèces (figure 3). La similitude des résultats pour les deux analyses démontre que les caractéristiques physiques du milieu sont un facteur déterminant de la composition des communautés ichthyologiques. Aussi, l'influence première des écorégions sur les communautés biologiques a souvent été démontrée (Hawkes *et al.*, 1986; Larsen *et al.*, 1986; Whittier *et al.*, 1988; Richard, 1994; La Violette, 1996).

L'analyse de groupement effectuée sur les espèces de chacune des stations permet d'identifier quatre associations ichthyologiques après partition au niveau de fusion - 0,02 (similarité). Désignées par A, B, C et D, ces associations sont représentées aux figures 4 et 5. L'association A est composée des espèces les plus omniprésentes. Si l'on effectue une partition plus fine pour ce groupe, c.-à-d. au niveau de fusion 0,33, trois sous-associations sont discernées (figures 4 et 5; sous-crochets). La première, qui comprend les espèces allant du ventre-pourri au crapet-de-roche, inclut les neuf espèces les plus largement réparties. Il s'agit du chevalier rouge présent à 91 % des stations suivi du ventre-pourri, du crapet-soleil et du crapet de roche (87 % des stations) et de la perchaude, du chevalier blanc, de l'achigan à petite bouche, du meunier noir et du dard-perche (83 % des stations).

Tableau 4 Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Yamaska

Station	Groupe ^a	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur		Vitesse du courant	Transparence	Argile-limon (%)	Sable-gravier (%)	Galets-blocs (%)	Roc (%)	Hétérogénéité du substrat ^c	Densité des macrophytes
					maximale (m)	codification ^b								
164,3	I	25	161	4,0	1	2	modérée	élevée	0	10	90	0	1,15	faible
159,3	I	25	133	3,7	0,6	2	modérée	élevée	7,5	40	52,5	0	2,01	faible
145,7	II	25	103	0,9	3	4	lente	moyenne	80	5	15	0	1,03	abondante
135,8	II	25	93	1,0	2	4	lente	moyenne	55	42,5	2,5	0	1,35	abondante
132,2	II	50	86	4,2	1,7	4	lente	moyenne	60	0	40	0	1,35	abondante
125,5	II	50	72	1,5	>1,5	4	lente	moyenne	5	15	80	0	1,68	modérée
107,6	II	75	45	1,6	>1,5	4	modérée	moyenne	0	10	90	0	1,47	faible
71,5	III	100	22	0,3	7	4	lente	faible	22,5	30	47,5	0	2,09	faible
114,6	III	75	61	1,0	2	4	lente	faible	17,5	12,5	70	0	1,86	faible-modérée
59,5	III	125	18	0,7	>1,5	4	lente	faible	25	15	60	0	1,74	modérée
41,1	III	100	9	0,2	1,4	3	lente	faible	50	0	50	0	1,49	faible
98,2	III	50	29	0,3	3,5	4	lente	faible	95	0	5	0	0,29	modérée-abondante
83,9	III	50	26	0,3	3,4	4	lente	faible	95	5	0	0	0,29	modérée
90,1	III	50	27	0,3	5	4	lente	faible	100	0	0	0	0,00	faible
35,5	III	100	7	0,2	3	4	lente	faible	95	0	5	0	0,29	nulle-faible
55	III	250	15	0,7	1,2	3	lente	faible	80	12,5	7,5	0	0,98	faible
15,7	III	250	3	0,2	2,23	4	lente	faible	92,5	5	2,5	0	0,45	modérée-abondante
95,5	III	50	29	0,3	3	4	lente	moyenne	60	35	5	0	1,19	faible-modérée
76,5	III	100	24	0,3	9,5	4	lente	faible	45	32,5	22,5	0	1,75	faible
29,4	III	100	6	0,2	2,6	4	lente	faible	55	40	5	0	1,22	faible
50,7	III	125	12	0,7	>1,5	4	lente	faible	5	65	30	0	1,84	modérée
21,2	III	175	4	0,2	1,8	4	lente	faible	60	40	0	0	0,97	modérée-abondante
9,1	III	200	2	0,2	3,5	4	lente	faible	40	40	20	0	1,68	modérée

^a Groupes obtenus par analyse de groupement

^b Retenue pour l'analyse de groupement

^c Calculée selon l'indice de diversité de Shannon-Wiener mais exclue de l'analyse de groupement

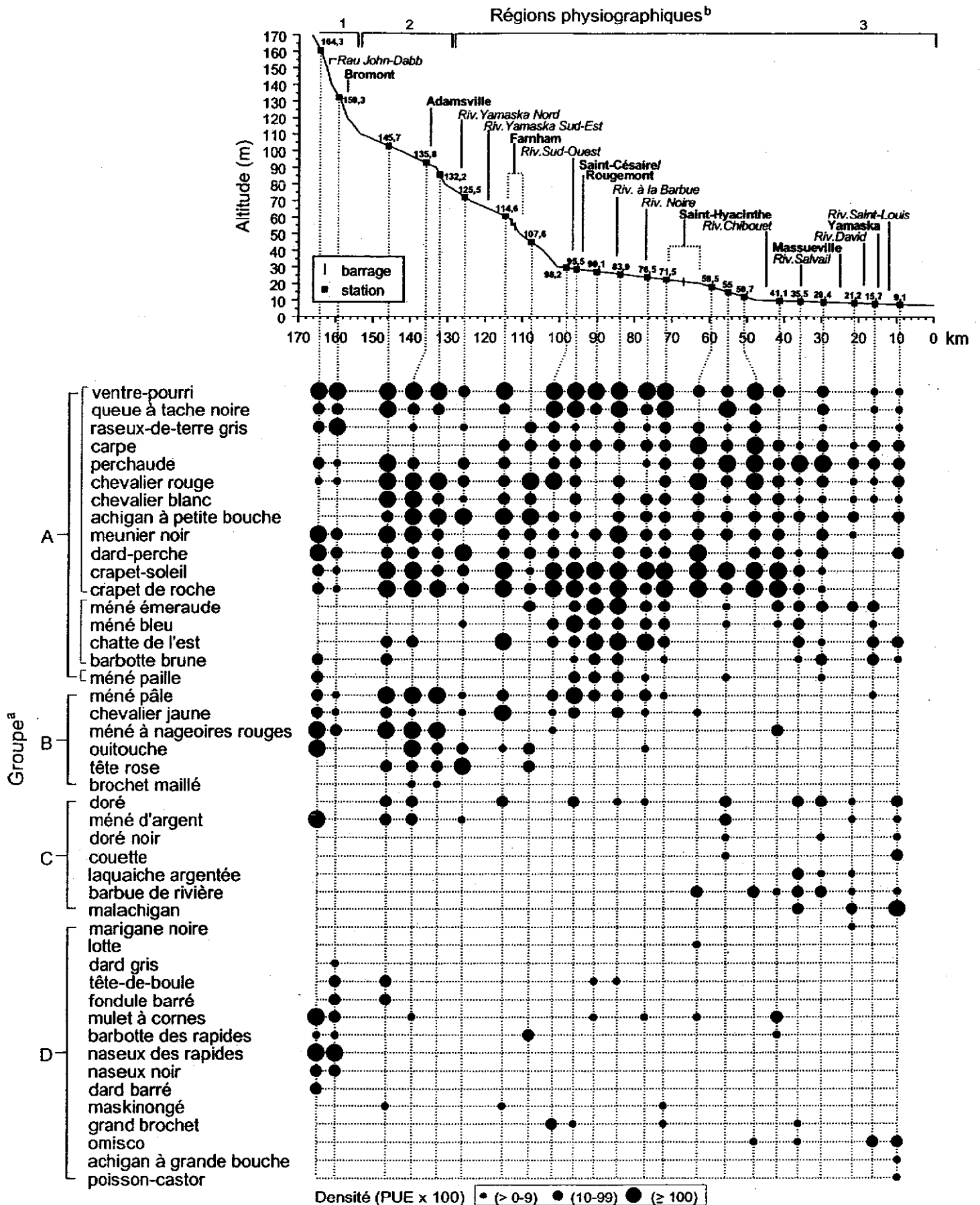


Figure 4 Répartition spatiale de la densité des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du Saint-Laurent)

Régions physiographiques^b

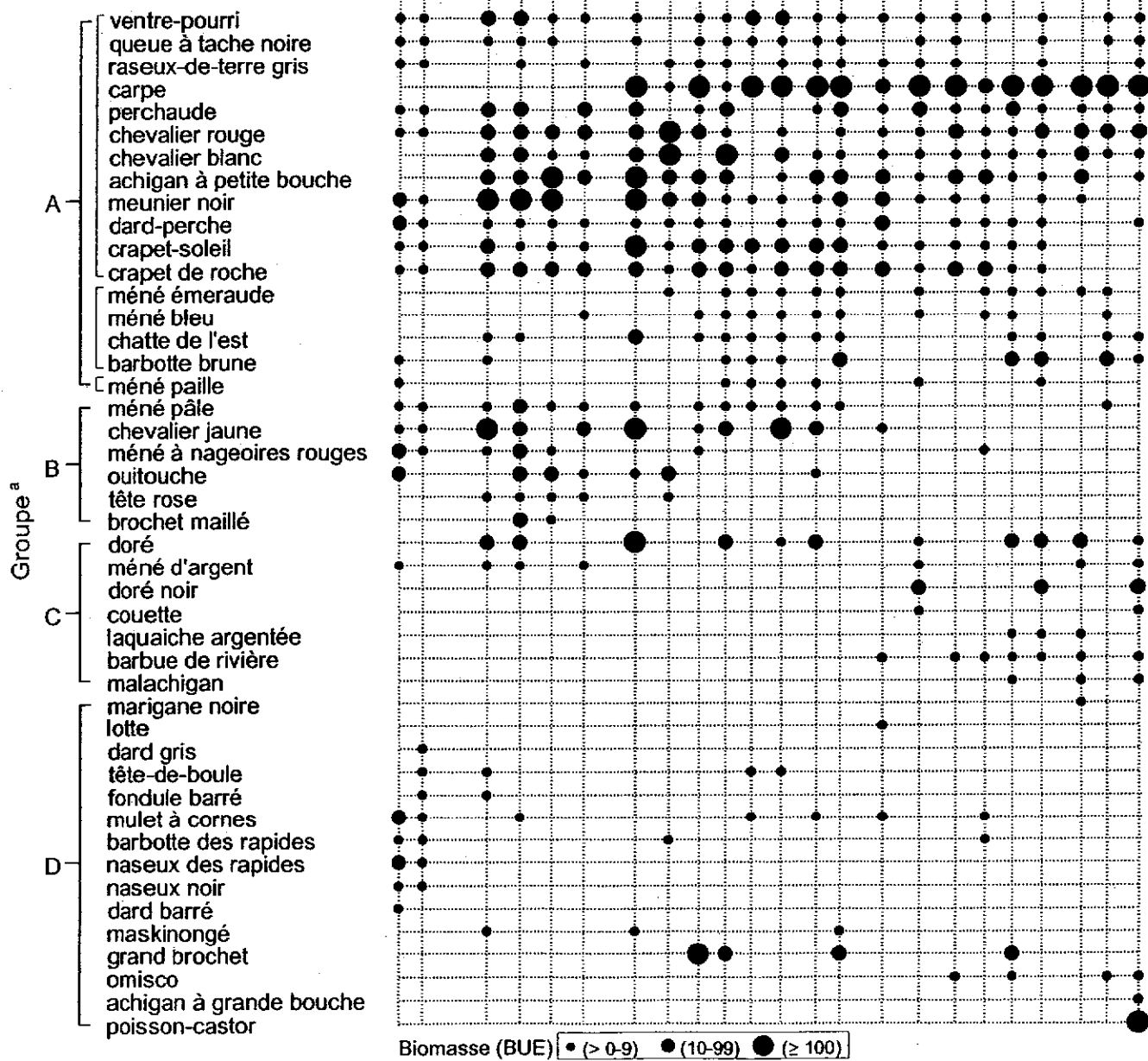
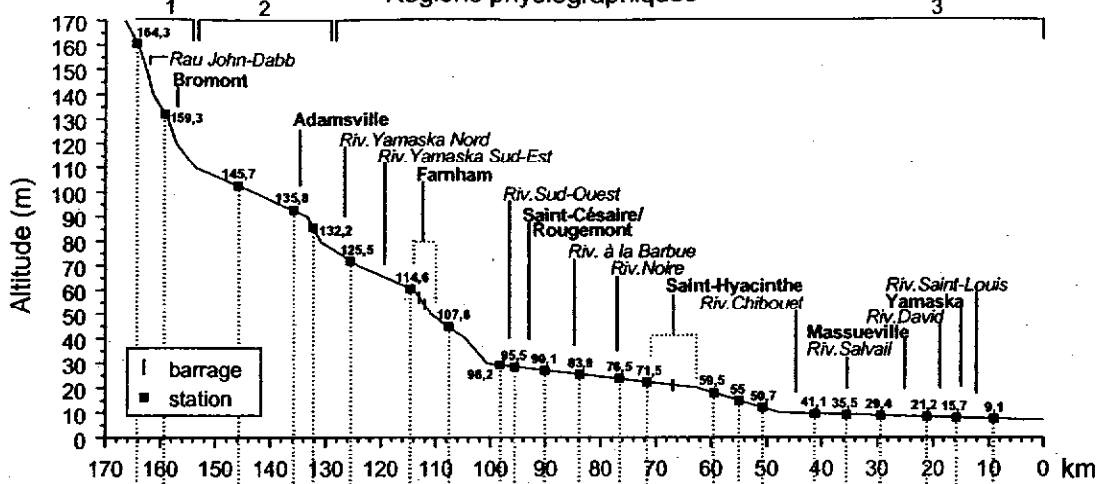


Figure 5 Répartition spatiale de la biomasse des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du Saint-Laurent)

Les espèces des deux autres sous-associations ont une répartition plus sporadique et sont moins représentées dans les groupes d'habitat I et II. Quatre des neuf espèces les plus largement réparties en 1995 étaient aussi parmi celles les plus fréquemment rencontrées lors des inventaires ichtyologiques de la rivière Yamaska réalisés aux étés 1963 à 1971, soit, dans l'ordre, pour l'ensemble des stations : le meunier noir, le raseux-de-terre, le dard-perche, le doré, le ventre-pourri, le méné émeraude, le queue à tache noire, le méné pâle et le chevalier blanc (Mongeau, 1979).

Les espèces qui composent l'association B sont presque entièrement absentes des stations des groupes IV et V (tableau 5). Leur absence ne peut s'expliquer par des caractéristiques d'habitat particulières puisque les stations des groupes III, IV et V (tableau 5), présentent les mêmes caractéristiques d'habitat (groupe III; tableau 4, figure 2). La pollution pourrait être, par contre, un élément explicatif. En effet, à l'inverse de l'association A qui est composée d'espèces soit tolérantes ou intermédiaires à la pollution, l'association B regroupe un nombre égal d'espèces sensibles ou intermédiaires. Entre autres, à l'exception du brochet maillé, les espèces de l'association B préfèrent les eaux claires et ne tolèrent pas la turbidité et la sédimentation (Scott et Crossman, 1973; McAllister et Coad, 1974; Trautman, 1981; Clark et al., 1985). La quasi-totalité des stations des groupes IV et V ont un niveau de turbidité très élevé (Primeau, 1999).

Les espèces de l'association C sont, comme celles de l'association B, absentes du groupe de stations IV; elles sont toutefois présentes au sein du groupe V (tableau 5). Aussi, contrairement aux associations A et B, les espèces de l'association C sont peu représentées dans les Appalaches (groupes I et II). Ces sept espèces préfèrent les secteurs larges des rivières (Lee et al., 1980; Trautman, 1981; Mandrak et Ramshaw, 1998), caractéristique observée aux stations des basses-terres du Saint-Laurent (tableau 4).

Finalement, l'association D regroupe les espèces dont la répartition est sporadique. La présence limitée du naseux des rapides, du naseux noir et du dard barré (une sous-association si on sépare à un niveau de fusion de 0,35) aux stations du plateau appalachien (groupe I) est possiblement attribuable aux caractéristiques d'habitat qui prévalent dans ce secteur de la rivière. Ces espèces préfèrent les secteurs étroits et rapides des rivières, où la pente est modérée à élevée et le substrat constitué de gravier, de galets et de blocs (Scott et Crossman, 1973; Lee et al., 1980; Trautman, 1981; Kuehne and Barbour, 1983). Un phénomène de contagion (Dajoz, 1982; Osborne et Wiley, 1992; Paller, 1994) par les espèces en provenance du fleuve Saint-Laurent est probablement à l'origine de la présence restreinte de l'achigan à grande bouche et du poisson-castor à la station de l'embouchure de la rivière Yamaska (station 9,1). D'ailleurs, l'achigan à grande bouche n'est pas une espèce endémique de la rivière Yamaska (Mongeau, 1979). Il a étéensemencé dans la rivière Yamaska Nord en 1966 (Mongeau, 1979), d'où il ne semble pas s'être répandu (figures 3 et 4).

Densité

Le test de Mann-Whitney a confirmé qu'il n'existe pas de différence significative entre la densité de poissons (PUE) des 16 stations échantillonnées par bateau et des sept stations échantillonnées à gué ($p = 0,32$). Dans la rivière Yamaska, il existe une corrélation positive entre la densité et la distance de l'embouchure ($r_s = 0,61$, $p < 0,01$) et négative entre la densité et la superficie drainée cumulative

Tableau 5 Matrice des associations ichthyologiques selon les groupes de stations de la rivière Yamaska obtenus par analyse de groupement

	Groupes de stations selon la composition des espèces (figure 3)																						
	Groupe I		Groupe II				Groupe III								Groupe IV		Groupe V						
	164,3	159,3	135,8	132,2	125,5	107,6	59,5	50,7	41,1	145,7	114,6	98,2	71,5	55	95,5	83,9	76,5	29,4	90,1	15,7	35,5	21,2	9,1
ventre-pourri	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	
raseux-de-terre gris	•	•	•		•	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•
perchaude	•	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
chevalier blanc			•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
A meunier noir	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•
crapet-soleil	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•
méné émeraude						•		•				•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
chatte de l'est			•						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
méné paille	•												•	•	•	•	•	•	•	•			
B chevalier jaune	•	•	•		•		•		•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•			
ouitouche	•		•	•	•	•				•						•							
brochet maillé			•	•																			
méné d'argent	•		•		•				•					•								•	•
C couette														•									•
barbue de rivière							•	•	•								•					•	•
marigane noire																							•
dard gris		•																					
fondule barré		•							•														
barbotte des rapides	•	•				•			•														
D naseux noir	•	•																					
maskinongé									•	•		•											
omisco									•												•	•	•
poisson-castor																							•

du bassin versant à chaque station ($r_s = -0,61$, $p < 0,01$) (annexe 8). Cette diminution de la densité de l'amont vers l'aval de la rivière a été observée dans plusieurs autres rivières (Richard, 1994; Miller *et al.*, 1988; Larimore et Smith, 1963). Elle reflète un transfert de la composition des communautés vers des poissons de plus grande taille, mais en plus faible nombre (Schlosser, 1987; Larimore et Smith, 1963).

L'augmentation de la taille des poissons serait toutefois davantage liée à la profondeur (Schlosser, 1987; Harvey et Stewart, 1991) et à la largeur (Angermeier et Karr, 1983), habituellement plus élevées en aval des rivières, qu'à la distance de l'embouchure ou à la superficie drainée. On n'observe d'ailleurs pas de corrélation significative entre la taille moyenne des poissons de la communauté à chaque station et la distance de l'embouchure ou la superficie drainée cumulative. Cependant, même si elle n'est pas significative, il y a une corrélation positive entre la largeur de la rivière, qui diminue avec la distance de l'embouchure ($r_s = -0,90$, $p < 0,001$), et la taille moyenne des poissons de la communauté à chaque station ($r_s = 0,39$, $p = 0,06$) (annexes 9 et 10). De même, les PUE diminuent avec l'élargissement de la rivière en aval ($r_s = -0,64$, $p < 0,01$) (annexe 8). Il n'est cependant pas possible de dissocier le phénomène naturel qui consiste à retrouver de plus gros poissons à des densités moindres en aval des rivières du biais qui pourrait être attribuable à la méthode d'échantillonnage (efficacité moindre de la pêche électrique dans les secteurs larges de rivière (Reynolds, 1983)). Quant à l'effet de la profondeur, dans le cadre de cette étude, il n'est pas possible de tester l'efficacité de la pêche électrique en fonction de la profondeur puisque seule la profondeur maximale de la station est disponible.

Les stations 135,8 et 90,1 se démarquent des autres stations par leur densité respective de 71 et 69 PUE, soit 1,2 fois supérieure à la densité de 58 PUE observée sur la rivière Chaudière (figure 6). Cette dernière présente la densité maximale parmi les cinq autres bassins étudiés jusqu'à maintenant, soit ceux des rivières L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière et Richelieu (Richard, 1994; Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998). Les densités élevées à ces deux stations ne semblent pas liées à des différences dans les habitats ichthyologiques, puisque les autres stations des groupes d'habitats respectifs II et III présentent des caractéristiques d'habitat similaires. Ce sont les fortes densités d'espèces de poisson de petite taille qui distinguent les stations 135,8 et 90,1 des autres stations. À la station 135,8, le méné pâle et le ventre pourri représentent à eux seuls 65 % des PUE totales avec une densité de 23 PUE chacun alors qu'à la station 90,1, le crapet-soleil (36 PUE) et le ventre-pourri (24 PUE) représentent 87 % des PUE totales. L'abondance de ces espèces peut difficilement être associée à la localisation des stations 135,8 et 90,1 en aval respectif de l'effluent de la station d'épuration des eaux de Bromont et des eaux usées non traitées de Saint-Césaire et de Rougemont. En effet, parmi les espèces recensées à des densités importantes, seul le ventre-pourri est une espèce omnivore et tolérante à la pollution. Le méné pâle et le crapet-soleil, des insectivores, ont une diète plus spécialisée et sont respectivement classés sensible et intermédiaire à la pollution. Par contre, la densité élevée de ces espèces pourrait refléter leur comportement grégaire. Scott et Crossman (1973) mentionnent que le crapet-soleil se rencontre ordinairement en grand nombre. Le ventre-pourri forme aussi des bancs (Rohde *et al.*, 1994) et montre même une tendance à s'associer à de larges bancs de ménés pâles dans les eaux de moins d'un mètre de profondeur (Becker, 1983). Quant au méné pâle, il se déplace par bancs le long des rives durant le jour, moment où l'échantillonnage a pris place, et se disperse vers le large la nuit, ce qui le rend difficile à capturer (Scott et Crossman,

1973; Jenkins et Burkhead, 1994). Chez les communautés ichthyologiques, plusieurs facteurs tels la qualité de l'habitat, la compétition, la prédation, le caractère grégaire de certaines espèces et le taux de reproduction peuvent interagir différemment d'un secteur à l'autre de la rivière et influencer les densités de population. Ainsi, il est difficile de départager l'influence de la pollution et de ces différents facteurs sur la densité.

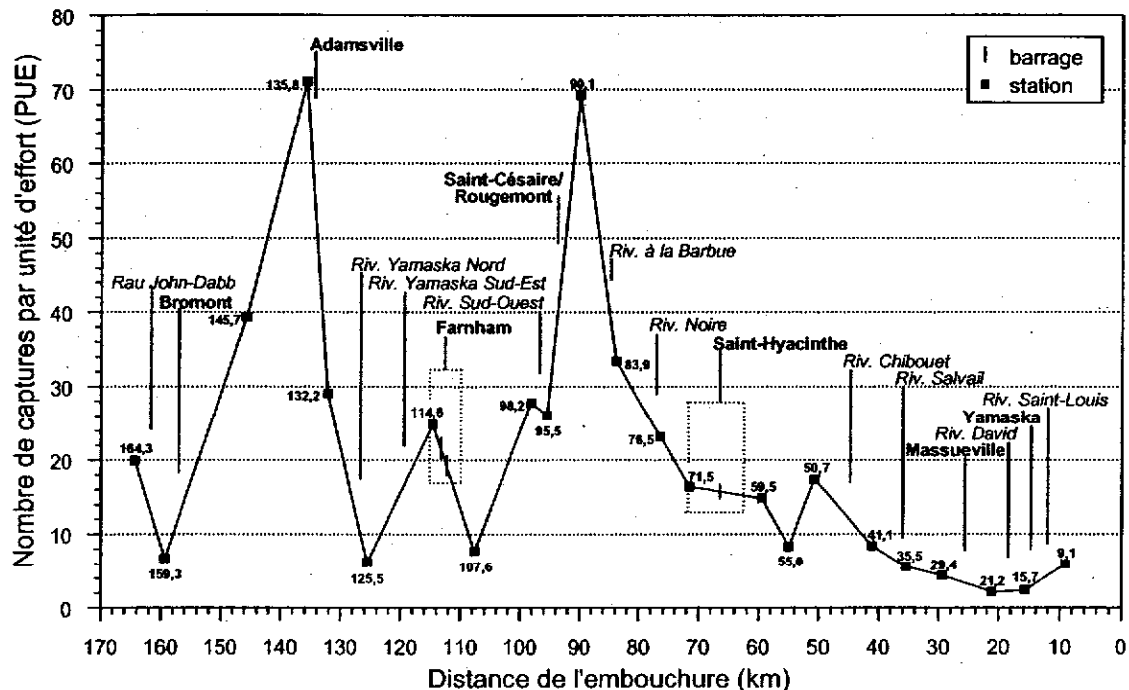


Figure 6 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Yamaska

La répartition, de l'amont vers l'aval de la densité des espèces capturées dans la rivière Yamaska, est présentée à la figure 4. Pour l'ensemble de la rivière, le crapet-soleil, le ventre-pourri, le méné pâle, le crapet-de-roche et le méné à nageoires rouges sont, dans l'ordre, les espèces les plus abondantes. Elles représentent respectivement 23 %, 22 %, 8 %, 7 % et 5 % des captures. Les espèces les plus abondantes selon les groupes d'habitats ichthyologiques (figure 2) sont, pour le plateau appalachien (groupe I), le naseux des rapides (17 %), le méné à nageoires rouges (13 %), le dard-perche (12 %) et le meunier noir (11 %). Dans le groupe d'habitat II (piémont/basses-terres du Saint-Laurent), le ventre-pourri (25 %), le méné pâle (20 %) et le méné à nageoires rouges (12 %) présentent les densités les plus élevées alors qu'aux stations des basses-terres du Saint-Laurent (groupe III), le crapet-soleil (34 %) et le ventre-pourri (21 %) sont les espèces les plus abondantes.

Biomasse

La biomasse totale des poissons prélevée par unité d'effort (BUE) semble varier de façon aléatoire de l'amont vers l'aval de la rivière Yamaska (figure 7). En effet, aucune corrélation significative n'a été observée entre les BUE et la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station ($r_s = -0,07$, $p = 0,76$). Le test de Mann-Whitney a cependant confirmé que les biomasses recueillies

lors de la pêche à gué sont significativement inférieures à celles récoltées par bateau ($p = 0,009$). Pourtant, même lorsque les stations échantillonnées par bateau ($r_s = -0,29$, $p = 0,27$) sont considérées indépendamment de celles échantillonnées à gué ($r_s = -0,17$, $p = 0,70$), il n'y a toujours pas de corrélation significative entre les BUE et la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station. Il est peu plausible qu'un biais d'engin de pêche soit à l'origine de la plus faible biomasse observée aux stations de pêche à gué puisque c'est à l'une d'elles que la biomasse maximale de la rivière Yamaska (station 107,6) a été enregistrée. Cette plus faible biomasse pourrait aussi s'expliquer en termes de caractéristiques d'habitat. La pêche à gué est généralement utilisée lorsque la navigation n'est pas possible due à la faible profondeur de l'eau. Comme mentionné précédemment, la taille des poissons augmente avec un accroissement de la profondeur de l'eau. Les poissons de grande taille évitent les habitats peu profonds parce que l'espace vital s'en trouve réduit et le risque de prédation par la faune terrestre y est beaucoup plus élevé (Schlosser, 1987; Harvey et Stewart, 1991). Encore une fois, cette explication est peu probable puisque les stations de pêche à gué ne sont pas confinées au groupe d'habitat I, seul groupe où la profondeur maximale est plus faible, mais réparties dans les trois groupes d'habitat (tableau 4). D'ailleurs, si l'une ou l'autre de ces explications était valable, on suppose que les BUE augmenteraient avec l'accroissement de la superficie drainée cumulative du bassin versant pour les 16 stations échantillonnées par bateau, ce qui n'est pas le cas.

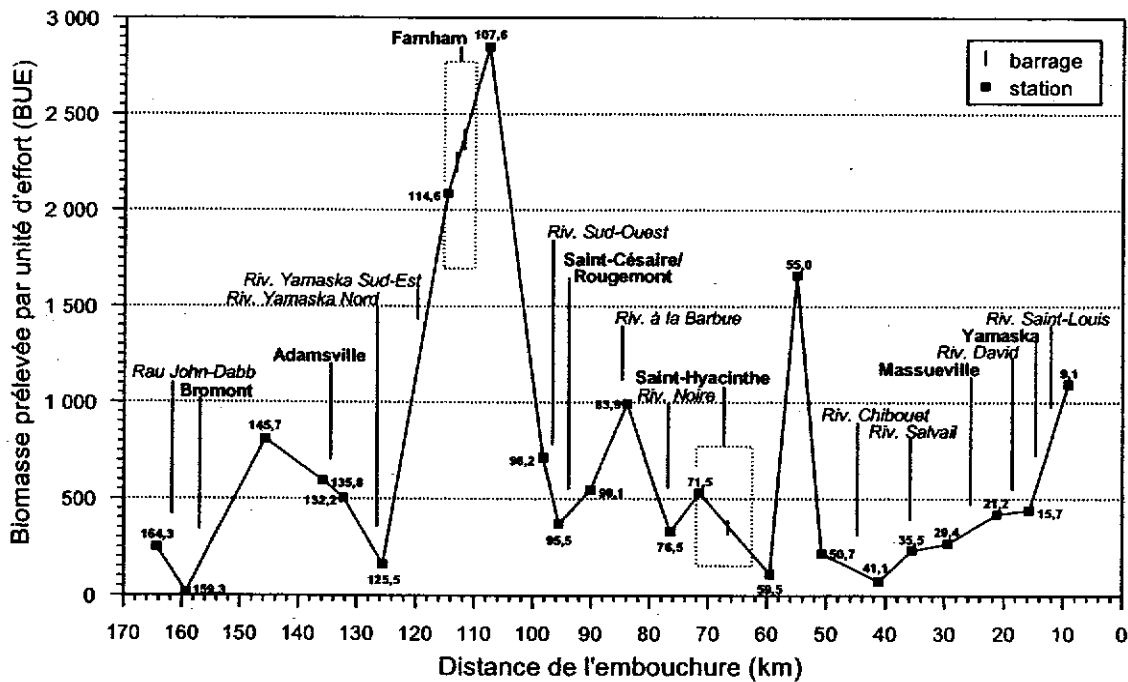


Figure 7 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Yamaska

De plus, l'augmentation des BUE n'est pas corrélée avec l'enrichissement du milieu en phosphore ($r_s = -0,004$, $p = 0,99$) et en azote ($r_s = 0,09$, $p = 0,69$) et ce, même si les stations échantillonnées par bateau et à gué sont considérées indépendamment les unes des autres. La rivière Yamaska est la première rivière où l'on n'observe pas une augmentation de la biomasse en aval parmi celles

étudiées jusqu'à maintenant, soient les rivières L'Assomption, de l'Achigan, Ouareau, Saint-François, Magog, Châteauguay et Richelieu (Richard, 1994; Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Saint-Jacques, 1998). La rivière Chaudière fait aussi exception à cette règle puisque les corrélations entre les BUE et la superficie drainée cumulative du bassin versant de chaque station, l'azote et le phosphore étaient toutes non significatives (Martel et Richard, 1998). Néanmoins, la biomasse totale, plus faible dans cette rivière aux stations de pêche à gué, avait tout de même tendance à augmenter en aval alors que, dans la rivière Yamaska, ce patron n'est pas observable.

Sur les 80 km qui séparent la station en aval de Saint-Hyacinthe de l'embouchure de la rivière Yamaska, la biomasse totale par unité d'effort est généralement inférieure à 500 BUE, ce qui est très faible par rapport à d'autres rivières de la plaine du Saint-Laurent. Dans la partie inférieure de la rivière Châteauguay par exemple, la biomasse variait généralement entre 1 168 et 5 200 BUE (La Violette et Richard, 1996) alors que dans celle de la rivière Richelieu, elle oscillait entre 1 158 et 3 632 BUE (Saint-Jacques, 1998).

Jusqu'à maintenant, la tendance à la baisse des PUE vers l'embouchure suivait le patron habituel en rivière. Cependant, les BUE n'augmentent pas en aval selon la tendance normale, ce qui nous amènent à formuler une nouvelle hypothèse. Ainsi, même si la transparence de l'eau est faible à toutes les stations du groupe III (tableau 4), les mesures de turbidité montrent un accroissement marqué de la station en aval de Saint-Hyacinthe jusqu'à l'embouchure de la rivière (Primeau *et al.*, 1999). Cette turbidité élevée pourrait, avec d'autres variables du milieu, affecter les communautés de poissons. Elle pourrait aussi avoir eu des répercussions sur l'efficacité de la pêche, en raison de la visibilité réduite, et expliquer en partie les faibles PUE et BUE.

Les faibles biomasses pourraient aussi refléter une perturbation générale de l'écosystème puisque les concentrations élevées de substances nutritives (Primeau, 1999) ne sont pas accompagnées d'une hausse correspondante de la biomasse des poissons. Larimore et Smith (1963) ont observé que lorsque le niveau de pollution devenait excessif, l'effet premier sur les communautés de poissons était une réduction du nombre d'espèces, suivi d'une diminution de la biomasse, et finalement, d'une réduction de la densité. De façon similaire, Dauba *et al.* (1997) ont démontré l'impact négatif de la pollution industrielle sur la biomasse ichthyologique. Ainsi, après la réalisation de travaux d'assainissement par une entreprise industrielle polluante, ces auteurs ont observé une augmentation graduelle de la biomasse dans le temps, des sites les plus éloignés vers ceux situés les plus près de la source. D'après Rapport *et al.* (1985), l'effet ultime du stress sur les écosystèmes aquatiques se manifeste par une altération de la structure de la communauté, soit l'élimination des espèces longévives et de grande taille en faveur des espèces de petite taille qui se reproduisent rapidement.

La biomasse maximale de la rivière Yamaska (2 848 unités) atteinte à la station 107,6, en aval de Farnham, est aussi plus faible que les biomasses les plus élevées observées jusqu'à maintenant, soient celles des rivières Châteauguay (5 200 unités) et Richelieu (3 632 unités) (La Violette et Richard, 1996; Saint-Jacques, 1998). La taille moyenne des poissons de la communauté est nettement plus élevée à cette station qu'aux autres stations de la rivière Yamaska. Le chevalier rouge (1 998 unités) et le chevalier blanc (733 unités) représentent à eux seuls 96 % de la biomasse totale de cette station. Une hausse importante des concentrations de phosphore total, de DBO₅ et de

coliformes fécaux est observée en aval de la station d'épuration des eaux usées de Farnham (station 107,6) à l'été 1995 (Primeau, 1999). Lorsque l'oxygène dissous n'est pas un facteur limitant, l'augmentation de la productivité primaire et secondaire des rivières liée à l'enrichissement par les substances nutritives entraîne une hausse de la biomasse ichthyologique (Larkin et Northcote, 1969; Cole, 1973; Hoyer et Canfield, Jr., 1991; Randall *et al.*, 1995).

La station 114,6, située en amont de la ville de Farnham présente elle aussi une biomasse élevée (2 084 unités), cette fois dominée par la carpe. Cette station ne fait pas partie du même groupe d'habitat que la station 107,6 et présente une communauté de poissons distincte (figures 2 et 3) compte tenu de la position respective des stations 114,6 et 107,6 en amont et en aval des deux barrages de la ville de Farnham. La carpe est reconnue comme une espèce florissante dans les réservoirs (Lee *et al.*, 1980; Edwards et Twomey, 1982) et préférant les eaux lenticques et turbides (Edwards et Twomey, 1982), caractéristiques du groupe d'habitat III (tableau 4). Par contre, le chevalier rouge, espèce dont la biomasse est dominante à la station 107,6 préfère les caractéristiques d'habitat retrouvées en aval de ces barrages, soit des eaux de vitesse du courant lente à modérée (McAllister et Coad, 1974), un substrat de sable ou de gravier (McAllister et Coad, 1974; Scott et Crossman, 1973) et une turbidité modérée (Larsen *et al.*, 1986).

Une autre hausse de biomasse, cette fois beaucoup moins importante (994 unités), est observée à la station 83,9, environ une dizaine de kilomètres en aval des eaux usées municipales et industrielles (trois entreprises agroalimentaires), non traitées en 1995, de Saint-Césaire et de Rougemont. Aux rejets polluants de ces deux municipalités, s'ajoutait la pollution résiduelle des eaux usées traitées de Saint-Ange-Gardien (Primeau *et al.*, 1999). La carpe, une espèce tolérante à la pollution et omnivore, représente 66 % de la biomasse totale de la station. Un pic de biomasse de 1 660 unités, le deuxième plus important de la rivière, est enregistré à la station 55, soit 7,5 km en aval de la station d'épuration des eaux de la ville de Saint-Hyacinthe et de 12 entreprises industrielles agroalimentaires polluantes dont les eaux de procédé sont aussi traitées (Primeau *et al.*, 1999). Encore une fois, la carpe domine la biomasse de cette station, représentant 97 % de la biomasse totale. Finalement, l'augmentation de la biomasse à la station 9,1 pourrait refléter l'effet de lisière avec le fleuve Saint-Laurent.

La répartition, de l'amont vers l'aval de la biomasse des espèces capturées dans la rivière Yamaska, est présentée à la figure 5. Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez la carpe (40 % de la biomasse totale), le chevalier rouge (15 %), le meunier noir (7,8 %), le chevalier blanc (7,7 %) et le chevalier jaune (6,9 %). D'après les groupes d'habitats ichthyologiques (figure 2), les espèces ayant les biomasses les plus élevées sont, pour le plateau appalachien (groupe d'habitat I), le meunier noir (31 %) et le méné à nageoires rouges (22 %), pour le piémont et les basses-terres du Saint-Laurent (groupe II), le chevalier rouge (43 %), le chevalier blanc (17 %) et le meunier noir (13 %), et pour les basses-terres du Saint-Laurent (groupe III), la carpe (60 %).

Nombre d'espèces

Au total, 45 des 47 espèces du bassin ont été recensées dans la rivière Yamaska. Le test de Mann-Whitney a confirmé qu'il n'existe pas de différence significative entre le nombre d'espèces des stations échantillonnées par bateau et à gué ($p = 0,27$). Dans cette rivière, le nombre d'espèces est

relativement constant d'une station à l'autre (figure 8). D'ailleurs, il n'existe pas de corrélation significative entre le nombre d'espèces et la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station ($r_s = -0,32$; $p = 0,14$). Ce patron diffère de celui normalement observé dans la littérature, soit une augmentation du nombre d'espèces de l'amont vers l'aval d'une rivière (Jenkins et Freeman, 1972; Gorman et Karr, 1978; Barila *et al.*, 1981; Guillory, 1982; Schlosser, 1987; Beecher *et al.*, 1988; Boet *et al.*, 1991; Rahel et Hubert, 1991; Osborne et Wiley, 1992). Habituellement, les rivières sont plus larges et plus profondes en aval. La diversité de l'habitat s'accroît et les conditions environnementales sont plus stables. Ces facteurs contribuent à l'augmentation de l'espace vital, ce qui favorise un plus grand nombre d'espèces.

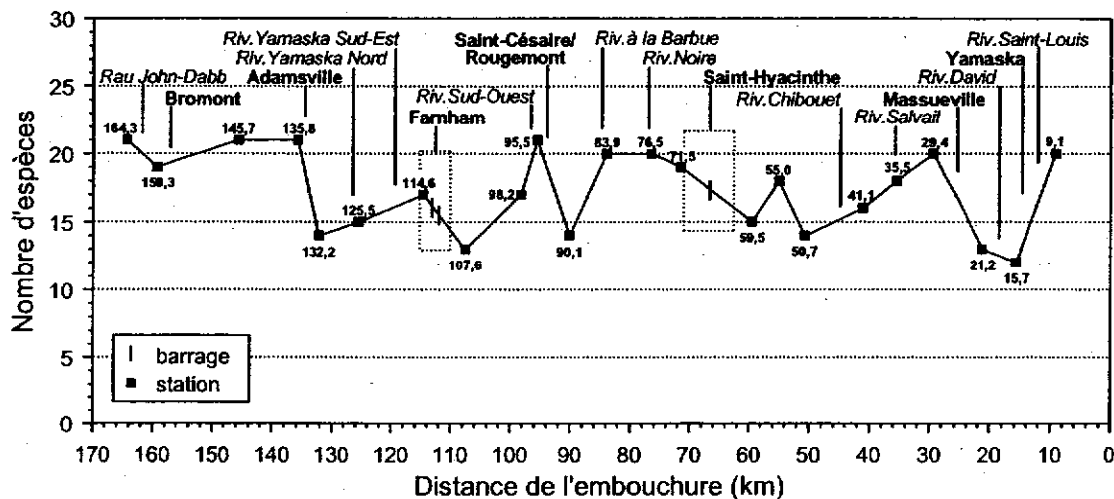


Figure 8 Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska

La baisse du nombre d'espèces aux stations situées en aval d'Adamsville, de Farnham, de Saint-Césaire et de Rougemont, de Saint-Hyacinthe et de Massueville semble toutefois liée à une augmentation du niveau de pollution (figure 8). En effet, une réduction du nombre et/ou de la diversité des espèces est l'un des signes les plus répandus d'un écosystème affecté par une perturbation environnementale (Goldstein, 1981; Rapport *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986). Les caractéristiques d'habitat ne sont pas à l'origine de ces diminutions du nombre d'espèces puisqu'à l'exception de Farnham, les stations en amont et en aval de chacune des villes énumérées ci-haut font partie du même groupe d'habitat (figure 1).

L'effluent de la station d'épuration des eaux usées de Bromont inclut les rejets traités de huit entreprises industrielles polluantes dans les secteurs de la métallurgie, de la chimie et autres, et se situe en amont immédiat (0,6 km) de la station 135,8. Son impact n'est toutefois ressenti qu'à la station 132,2, soit 4,2 km en aval, où une diminution de sept espèces est observée. Une réduction de la richesse spécifique est aussi observée à la station 107,6 qui reçoit la pollution résiduelle urbaine et industrielle (quatre entreprises industrielles polluantes dans les secteurs des textiles, de la métallurgie et du bois) de la station d'épuration des eaux usées de Farnham. La présence en amont de la ville du site de la Défense nationale, de deux barrages et de deux sites contaminés (Primeau *et al.*, 1999) peuvent aussi influencer le nombre d'espèces. Les essais balistiques effectués aux

abords de la rivière, au site de la Défense nationale, représentent une source potentielle de contamination par le plomb et d'autres métaux. La ville de Farnham subit aussi l'impact de la confluence de deux tributaires importants situés plus en amont. En effet, des substances toxiques provenant des rivières Yamaska Nord (BPC, chrome, DDT, etc.) et Yamaska Sud-Est (plomb, cadmium, etc.) ont été décelées dans les meuniers noirs et les mousses aquatiques à la station 107,6 (Berryman et Nadeau, 1999; Lapierre, 1999). La baisse de sept espèces enregistrée à la station 90,1 signale l'effet négatif des eaux usées municipales et industrielles (agroalimentaire surtout), non traitées au moment de l'étude, des villes de Saint-Césaire et de Rougemont. Une réduction du nombre d'espèces avait aussi été observée en aval d'un effluent urbain non traité sur la rivière Châteauguay (La Violette et Richard, 1996).

En aval de la station d'épuration des eaux usées de Saint-Hyacinthe et des 16 entreprises industrielles polluantes — les trois-quarts du secteur agroalimentaire, l'autre quart des domaines de la chimie, des textiles et autres — qui y sont raccordées (station 59,5), le nombre d'espèces décroît. Dans la ville, en amont de la station, on dénombre aussi la présence de six sites contaminés (Primeau *et al.*, 1999). De plus, dans ce secteur, comme partout dans les basses-terres du Saint-Laurent, l'agriculture est intensive (Primeau *et al.*, 1999). La pollution résiduelle de la station d'épuration municipale de Saint-Hyacinthe pourrait être à l'origine de la rechute du nombre d'espèces à la station 50,7. À la station 55, du plomb et du cadmium ont été détectés dans les meuniers noirs (Lapierre, 1999). La rivière La Cavée qui reçoit l'effluent traité de la station municipale de Saint-Simon et d'une entreprise agroalimentaire polluante s'y déversant n'a probablement pas d'impact sur la station 50,7 puisque la pêche a pris place sur la rive opposée à celle de sa confluence. Finalement, une réduction du nombre d'espèces est aussi observée aux stations 21,2 et 15,7, en aval de Massueville. Ces deux stations sont caractérisées par une turbidité moyenne supérieure à 40 U.N.T. en temps sec, les plus élevées du bassin de la rivière Yamaska (Primeau, 1999). Des hausses des concentrations de substances nutritives y sont aussi observées (Primeau, 1999). L'intensité de l'agriculture, notamment des cultures à grand interligne, et dans une certaine mesure la pollution résiduelle de la station d'épuration des eaux usées de Massueville à laquelle est raccordée une entreprise industrielle agroalimentaire polluante pourraient expliquer cette très mauvaise qualité de l'eau (IQBP) (Primeau, 1999).

Finalement, la variation spatiale du nombre d'espèces de la rivière Yamaska pour le secteur compris entre Bromont et Farnham est constamment plus faible en 1991 (varie de 6 à 15 espèces; d'après La Violette, 1996) qu'en 1995 (varie de 12 à 21 espèces; la présente étude), possiblement en raison des différents engins de pêche électrique utilisés (annexe 11a). Néanmoins, les mêmes patrons sont observables pour les deux années, soit une diminution du nombre d'espèces en aval de Bromont (station 132,2) et de Farnham (stations 108,9 et 107, pour l'année 1991, et 107,6, pour l'année 1995). Ces résultats démontrent que les conditions sont demeurées relativement inchangées de 1991 à 1995.

Niveau de tolérance à la pollution

Les poissons intolérants à la pollution sont généralement peu représentés dans la rivière Yamaska (figure 9a). Leur densité relative moyenne de 6 % est au moins trois fois plus faible que celle de la rivière Châteauguay (21 %), l'une des rivières avec la plus forte densité de poissons intolérants

étudiées jusqu'à ce jour (La Violette et Richard, 1996). Aussi, leur densité relative est inversement corrélée ($r_s = -0,43$ à $-0,63$, $p < 0,05$) à la détérioration de la qualité de l'eau (azote, phosphore, turbidité, DBO₅) et à l'augmentation de la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures (cultures totales, à grand interligne et à interligne étroit) (annexe 12). Sur le plan spatial, ces résultats se traduisent par une réduction du pourcentage de poissons intolérants à la pollution dans les basses-terres du Saint-Laurent, un phénomène aussi observé dans la rivière L'Assomption (Richard, 1994). Représentés dans des proportions variant de 2 % à 33 % dans le plateau appalachien et le piémont, les intolérants oscillent entre 0 % et 5 % presque partout dans les basses-terres du Saint-Laurent. Des diminutions locales du pourcentage de poissons intolérants sont aussi observées en aval de sources ponctuelles de pollution (figure 9a). Ainsi, 4,2 km en aval du rejet de la station d'épuration des eaux usées de Bromont (station 132,2), les intolérants diminuent de 22 % surtout en raison d'une réduction de l'abondance du méné pâle (annexe 5a). Leur diminution de 13 % dans le réservoir en aval de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est (station 114,6) est principalement attribuable à la disparition du tête rose (annexe 5a). En aval des eaux usées non traitées de Saint-Césaire et de Rougemont (station 90,1), les intolérants disparaissent presque complètement, passant de 5 % à 0,6 % alors que leur faible densité relative en amont de Saint-Hyacinthe (0,3 %) est réduite à 0 % en aval de la ville (stations 55 et 50,7). Karr *et al.* (1986) ont démontré que les espèces intolérantes à la pollution étaient les premières à disparaître à la suite d'une dégradation de la qualité de l'eau, de l'habitat ou d'une combinaison des deux.

Certaines espèces intolérantes à la pollution ont une aire de répartition plus restreinte que lors des inventaires ichthyologiques de Mongeau (1979). Le chevalier jaune et le méné pâle par exemple, présents uniquement en amont de Saint-Hyacinthe en 1995, étaient autrefois répartis jusqu'à l'embouchure de la rivière. Ces espèces préfèrent les eaux claires et sont toutes deux intolérantes à la turbidité (McAllister et Coad, 1974; Trautman, 1981; Clark *et al.*, 1985). La limite inférieure de leur présente aire de répartition concorde avec l'accroissement marqué de la turbidité en aval de Saint-Hyacinthe jusqu'à l'embouchure de la rivière (Primeau, 1999).

D'autres espèces pourraient vraisemblablement être disparues. Ainsi, le chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*) et le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) qui étaient présents respectivement à une douzaine et une dizaine de stations en aval de Farnham jusqu'en aval de Saint-Hyacinthe, de 1963 à 1971 (Mongeau, 1979), n'ont pas été capturés en 1995. Le chevalier cuivré est endémique des basses-terres de la région de Montréal et a un statut d'espèce menacée depuis 1988 (Mongeau *et al.*, 1992; La Haye et Huot, 1995; Comité d'intervention, 1995). De même, une quantité importante (732) d'ammocoetes de lamproie du nord (*Ichthyomyzon fossor*) et de lamproie de l'est, deux espèces intolérantes à la pollution (Plafkin *et al.*, 1989; Lyons, 1992), avait été recueillie près de Saint-Césaire à l'été 1949 (Vladykov, 1952). Les échantillonnages subséquents des étés 1963-1971 (Mongeau, 1979), 1990 (Renaud *et al.*, 1995) et 1995 ont cependant tous été infructueux. Dans le secteur de Saint-Césaire, le maïs est cultivé très près des rives. Renaud *et al.* (1995) présumant que le ruissellement de l'atrazine, un herbicide utilisé pour la culture du maïs, serait à l'origine de la disparition des ammocoetes en entraînant la mort du phytoplancton, leur principale source de nourriture. Breveté en 1960, l'atrazine n'aurait pas eu d'impact dans les années 1940-1950 (Renaud *et al.*, 1995).

159,3 (figure 4) est probablement liée à sa préférence pour les eaux claires, un courant modéré et un substrat dur (Trial *et al.*, 1983). L'abondance d'autres espèces tolérantes, aussi reconnues comme pionnières, — tels le mullet à cornes, le méné d'argent, le raseux-de-terre gris et le tête-de-boule — à l'une ou l'autre de ces stations pourrait cependant dénoter leur adaptation aux conditions environnementales instables caractéristiques de la tête des rivières (Gatz et Harig, 1993; Paller, 1994). Les sources possibles de pollution des stations 164,3 à 145,7 sont le lac Brome, un lac eutrophe (OPDQ, 1972; Gauthier *et al.*, 1978; Alain, 1980; Maly, 1991) situé 7,3 km en amont de la station 164,3, et le ruisseau John-Dabb, qui véhicule la pollution résiduelle de la station d'épuration de Lac-Brome à laquelle sont raccordées deux entreprises industrielles polluantes dans les domaines de la chimie et de l'agroalimentaire, situé en amont de la station où le pourcentage de poissons tolérants est le plus fort (159,3). En aval de Bromont, aux stations 135,8 et 132,2, où des densités relatives élevées de poissons tolérants à la pollution ont aussi été observées, les sources possibles de pollution sont l'effluent inorganique traité de l'industrie IBM de même que l'effluent municipal traité de Bromont (eaux usées domestiques et industrielles), localisés en amont de la station 135,8. Le mercure dans les meuniers noirs entiers de la station 135,8, à des concentrations trois fois supérieures au critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (0,057 mg/kg), pourrait provenir des eaux de procédé industriel de Bromont (Lapierre, 1999).

En aval des eaux usées urbaines et industrielles non traitées de Saint-Césaire et de Rougemont (station 90,1), la densité relative de poissons tolérants, représentés surtout par la chatte de l'est, le meunier noir, le tête-de-boule et le mullet à cornes (figure 4 et annexe 5), augmente de 21 % par rapport à la station située en amont (95,5). Dans le réservoir en amont de Farnham (station 114,6), ce sont surtout la chatte de l'est, le ventre-pourri, la carpe et le meunier noir qui augmentent en densité relative. En aval de l'effluent municipal traité de Saint-Hyacinthe (eaux usées domestiques et industrielles) (station 50,7), les espèces tolérantes sont surtout représentées par le ventre-pourri et la carpe. La densité relative plus élevée de poissons tolérants à la pollution à la station 15,7, laquelle présente la turbidité la plus élevée du bassin (Primeau, 1999), ne dépend d'aucune espèce en particulier. Quatre des cinq pics d'abondance de poissons tolérants à la pollution sont accompagnés d'une diminution concordante des intolérants, ce qui dénote que le milieu est pollué. En effet, les espèces tolérantes à la pollution étant présentes tant dans les milieux naturels que dégradés, c'est donc seulement lorsque leur présence se combine à l'absence (Cairns et Dickson, 1971) ou à une faible proportion (Smith *et al.*, 1994) d'espèces intolérantes que le milieu est pollué.

Il n'y a pas de corrélation entre la densité relative des tolérants et les variables agricoles ou celles de la qualité de l'eau. Par contre, la densité relative des poissons avec une tolérance intermédiaire à la pollution est positivement corrélée ($r_s = 0,45$ à $0,56$, $p < 0,05$) à la détérioration de la qualité de l'eau (azote, phosphore, turbidité, coliformes fécaux) et à l'augmentation de la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures à grand interligne et à interligne étroit (annexe 13).

Les espèces intolérantes à la pollution étaient moins bien représentées dans le piémont en 1991 qu'en 1995 (figure 9a et annexe 11b). L'abondance relative des poissons tolérants à la pollution est élevée en aval du ruisseau John-Dabb dans la partie supérieure de la rivière pour les deux années. En aval de l'effluent traité de Bromont, la proportion de tolérants était toutefois plus faible en 1991. Dans le réservoir en aval de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, un pic d'abondance de poissons tolérants est observé tant en 1991 (station 111) qu'en 1995 (station 114,6).

Niveaux trophiques

L'évolution spatiale de la densité relative d'omnivores (figure 9b) est similaire à celle des tolérants (figure 9a) dans la rivière Yamaska, car 6 des 9 espèces omnivores sont aussi tolérantes à la pollution. Une augmentation de la proportion d'omnivores dans un système dénote ordinairement une dégradation du milieu (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Gray, 1989). Opportunistes dans leur alimentation (plancton, insectes, végétation, détritiques), lorsque la disponibilité des organismes benthiques est réduite par suite d'une détérioration du milieu, les omnivores sont moins affectés que les espèces dont le régime alimentaire est spécialisé (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Berkman et Rabeni, 1987; Miller *et al.*, 1988; Gray, 1989). Karr *et al.* (1986) considèrent qu'une communauté est perturbée par la pollution lorsque sa proportion d'omnivores est supérieure à 45 %.

Dans la rivière Yamaska, des pics d'omnivores sont observés en amont et en aval de Bromont (stations 164,3 à 132,2), en aval de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est (station 114,6), en aval de Saint-Césaire et de Rougemont (stations 90,1 à 76,5), et en aval de Saint-Hyacinthe (station 50,7). Cependant, seule la station 76,5 a une proportion d'omnivores supérieure à 45 %, le critère indicatif d'un environnement dégradé établi par Karr *et al.* (1986). Aux autres stations, les proportions d'omnivores sont indicatives d'un milieu moyennement dégradé (Karr *et al.*, 1986). Le milieu n'en demeure pas moins perturbé puisque d'autres caractéristiques de communautés dont le nombre d'espèces et la représentativité des intolérants montrent aussi une détérioration.

Suffisamment nombreux dans le bassin de la rivière Yamaska, les cyprinidés insectivores, plutôt que les insectivores toutes espèces confondues, sont retenus comme variable de l'IBI. Karr *et al.* (1986) mentionnent que leur densité relative diminue avec une dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat, probablement en réponse à une diminution des insectes comme ressource alimentaire. Dans la rivière Yamaska, la proportion de cyprinidés insectivores est inversement corrélée ($r_s = 0,42$ à $-0,55$, $p < 0,05$) à la détérioration de la qualité de l'eau (azote, DBO₅, coliformes fécaux) et à la hausse de la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures à grand interligne, notamment le maïs (annexe 14). Ces résultats confirment que les cyprinidés insectivores seraient vraisemblablement de bons indicateurs, du moins de pollution urbaine et agricole. Dans les basses-terres du Saint-Laurent, les trois quarts des stations ont une proportion de cyprinidés insectivores inférieure à 20 % (figure 9b), ce qui signifie un déséquilibre de la chaîne trophique selon Karr *et al.* (1986). Les sites ayant les plus faibles proportions sont les stations 114,6 et 107,6 en amont et en aval de Farnham (3 % et 9 %), la station 90,1 en aval de Saint-Césaire et de Rougemont (5 %), les stations 59,5, 50,7 et 41,1 en aval de Saint-Hyacinthe (0 %, 1 % et 4 %), et la station 9,1 près de l'embouchure (1 %).

Une proportion de piscivores excédant 5 % est généralement considérée comme une indication d'une communauté viable et en santé (Karr *et al.*, 1986). Seules les stations situées dans le plateau appalachien (164,3 et 159,3) et en aval de Saint-Césaire et de Rougemont (90,1 et 83,9) ont une densité relative de piscivores en deçà de ce critère. Dans le premier cas, il peut s'agir d'un phénomène naturel de la tête des rivières où les caractéristiques d'habitat — faible profondeur, étroitesse du cours d'eau, courant modéré (tableau 4) — sont peu propices à l'implantation de grands prédateurs (Paller, 1994). En aval de Saint-Césaire et de Rougemont toutefois, leur faible proportion

serait liée à la pollution causée par les eaux usées urbaines et industrielles non traitées. Une réduction de la chaîne alimentaire par une perte importante de piscivores est l'un des premiers signes de perturbation observés dans les milieux eutrophes contaminés par les substances toxiques ou dont l'habitat est détérioré (Odum, 1985; Rapport *et al.*, 1985; Hughes et Gammon, 1987). La dégradation de la qualité de l'eau due à une hausse importante des concentrations de phosphore total, de DBO₅ et de coliformes fécaux à la station 90,1 supporte cet argument (Primeau, 1999).

Une augmentation de la proportion des omnivores dans le secteur de Bromont et à la station 114,6 avait aussi été observée en 1991 (figure 9b et annexe 11b). La proportion de cyprinidés insectivores, supérieure à 20 % dans le secteur de Bromont en 1995, indiquait toutefois un déséquilibre de la chaîne trophique en 1991 alors que des proportions respectives de 3 % et 0 % étaient observées aux stations 145,5 et 132,2. Les sources de pollution urbaine et industrielles de ce secteur ou la pression de prédation reliée à la forte proportion de piscivores (Schlosser, 1987) à la station 132,2 (76 %) pourraient expliquer cette faible densité relative en 1991. En amont et en aval de Farnham, les proportions de cyprinidés insectivores dénotent un déséquilibre de la chaîne trophique pour les deux années. Quant à la proportion de piscivores, elle était aussi inférieure à 5 % à la station située dans le plateau appalachien (155,8) en 1991.

Anomalies externes

DELT

Une incidence élevée de poissons affectés par des anomalies de type DELT (déformation, érosion, lésion et tumeur) est un bon indicateur de sédiments contaminés par les substances toxiques, d'effluents urbains ou industriels insuffisamment ou non traités, de stress intermittents tels les débordements d'égouts unitaires, le ruissellement urbain, etc. (Ohio EPA, 1988b et 1989; Yoder et Rankin, 1995; Sanders *et al.*, 1998). De plus, il a été démontré que la proportion des poissons avec des anomalies externes de type DELT était la composante de l'IIB qui réagissait le plus régulièrement et le plus fortement à une dégradation du milieu (Leonard et Orth, 1986; Yoder et Rankin, 1995). Aussi, après plus de dix ans d'utilisation par l'Ohio EPA, l'incidence du DELT s'avère l'indicateur individuel le plus fiable de la condition des communautés de poissons (Sanders *et al.*, 1998).

La variation spatiale du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée par une ou plusieurs des anomalies de type DELT est présentée à la figure 10. Il est possible qu'une partie de la variabilité interstation en ce qui a trait aux anomalies ou à la longueur moyenne des poissons de la communauté soit due à des différences dans la composition spécifique (Leonard et Orth, 1986). Leonard et Orth (1986) ont en effet montré que certaines espèces étaient plus susceptibles de développer des anomalies. De plus, l'incidence de certaines anomalies peut être liée aux conditions physiques du milieu. Par exemple, les espèces de poisson benthiques qui vivent en contact avec les sédiments contaminés sont plus sujettes à développer des érosions de nageoires (Sherwood et Meams, 1977). Leonard et Orth (1986) estiment que ces facteurs doivent être pris en compte lors de l'interprétation des résultats, mais qu'ils ne constituent pas une raison suffisante pour rejeter la variable DELT.

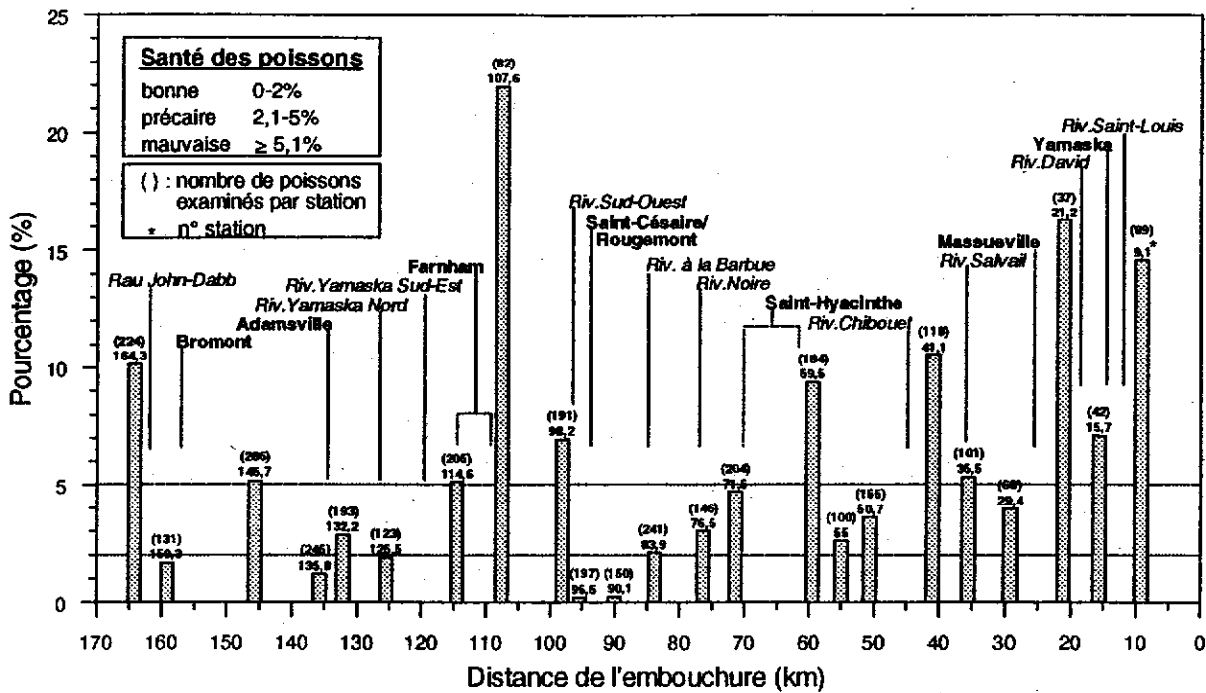


Figure 10 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

Dans l'ensemble, le taux d'anomalies de type DELT dans la rivière Yamaska est largement supérieur à celui attendu chez des communautés en santé. Karr *et al.* (1986) estiment que la santé d'une communauté de poissons est bonne lorsque son taux d'anomalies est inférieur à 2 %, précaire entre 2 % et 5 %, et mauvaise au-dessus de 5 %. D'après ces critères, seulement cinq (22 %) des 21 stations échantillonnées sur la rivière Yamaska ont des communautés en santé, sept (30 %) ont des communautés dont la santé est précaire et près de la moitié (11 stations), des communautés en mauvaise santé.

La communauté ichthyologique la plus affectée est celle de la station 107,6 en aval de Farnham où 22 % des poissons sont atteints. Parmi les rivières québécoises étudiées jusqu'à maintenant, il s'agit du troisième taux d'incidence le plus important après celui observé dans les rivières L'Assomption (26,0 %) et Richelieu (25,8 %) (Richard, 1994; Saint-Jacques, 1998). Cette station subit à la fois l'impact des deux sites contaminés situés en amont de Farnham, de l'effluent municipal traité (eaux usées urbaines et industrielles) de cette municipalité et des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est où des concentrations relativement importantes de substances toxiques ont été détectées (Lapierre, 1999; Berryman et Nadeau, 1999; Primeau *et al.*, 1999). Dans une comparaison de plusieurs types d'impacts sur les communautés de poissons, Yoder et Rankin (1995) ont observé que la combinaison de plusieurs sources de pollution ponctuelles impliquant des substances toxiques était celle qui produisait les plus fortes proportions de DELT.

Les autres pourcentages les plus élevés de poissons touchés se situent aux stations 164,3 en amont de la rivière (10,2 %), 59,5 en aval de Saint-Hyacinthe (9,4 %), 41,1 en aval de la confluence de la rivière Chibouet (10,5 %), 21,2 en aval de Massueville (16,2 %), 15,7 en aval de la confluence de la rivière David (7,1 %) et 9,1 près de l'embouchure (14,6 %). La forte incidence à la station 164,3 est difficilement explicable; le lac Brome, situé 7,3 km en amont, est eutrophe, mais les poissons y sont parmi les moins contaminés du bassin (Lapierre, 1999). Le secteur en aval de Saint-Hyacinthe, tout comme Farnham, est aussi soumis à des sources de pollution multiples (urbaine, industrielle, agricole, sols contaminés). La présence de mercure a d'ailleurs été détectée dans les mousses aquatiques en aval de Saint-Hyacinthe à une concentration 54 % plus élevée (hausse statistiquement significative) qu'en amont (Berryman et Nadeau, 1999). Tout le secteur en aval de la rivière Yamaska est soumis à de fortes pressions agricoles en plus de recevoir les eaux d'affluents drainant des terres à forte vocation agricole, notamment les rivières Chibouet, Salvail, David et Saint-Louis. En aval d'un site où d'importantes quantités de pesticides étaient appliquées, un pourcentage de DELT élevé et similaire à celui impliquant plusieurs sources ponctuelles a été observé (Yoder et Rankin, 1995). Brown *et al.* (1977) ont aussi observé des pourcentages d'anomalies tumorales et non tumorales nettement plus élevés dans une rivière fortement polluée par des pesticides par rapport à un milieu non pollué. Il n'existe pas de corrélation entre le pourcentage de DELT à chacune des stations et les paramètres conventionnels de la qualité de l'eau ($p > 0,05$). Ce résultat concorde avec l'observation de Yoder et Rankin (1995) à l'effet que les dépassements des critères de qualité notamment pour l'oxygène dissous et l'azote ammoniacal, étaient insuffisants pour expliquer la forte incidence de DELT dans une rivière de l'Ohio; les concentrations élevées de métaux dans les sédiments jouaient aussi un rôle important.

Il est possible que la plus grande taille des poissons aux stations 107,6 et 21,2 (annexe 15) soit en partie à l'origine de leur haut taux d'anomalies. Dans la rivière Yamaska, la proportion d'anomalies de type DELT est positivement corrélée à la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station ($R = 0,76$; $p < 0,001$) (annexe 16). Plusieurs auteurs ont en effet observé que dans les milieux pollués, l'incidence d'anomalies externes est liée à la taille des poissons (Baumann *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Lesko *et al.*, 1996; Sanders *et al.*, 1998). Les espèces longévives et de grande taille sont plus susceptibles de développer des anomalies. La taille n'est toutefois pas le seul facteur explicatif de l'affection de la communauté par des anomalies puisque les stations 59,5, 41,1 et 98,2, par exemple, présentent un taux élevé de DELT relativement à la taille de leur communauté. Le développement précoce d'anomalies chez les poissons pourrait être causé par des conditions de pollution extrêmes (Baumann *et al.*, 1991).

Pour l'ensemble de la rivière, les espèces les plus affectées sont par ordre décroissant : la carpe (30 %), le chevalier rouge (23 %), le meunier noir (20 %) et la barbotte brune (15 %) (figure 11). Le poisson-castor, le grand-brochet, le doré noir et le fondule barré n'ont pas été pris en considération compte tenu de leur effectif trop faible (figure 11). Les 21 autres espèces atteintes ont des proportions de DELT qui varient de 0,2 % à 14 %. L'incidence élevée d'anomalies pour les espèces de poisson de fond, tels le meunier noir, la carpe, la barbotte brune et le chevalier rouge, a maintes fois été démontrée (Dawe *et al.*, 1964; Brown *et al.*, 1973; Sonstegard, 1977; Black, 1983; Baumann *et al.*, 1987, 1991; Reash et Berra, 1989; Dutil *et al.*, 1992; Richard, 1994; Smith, 1994; Smith *et al.*, 1994, La Violette et Richard, 1996). Leur mode de vie en contact étroit avec les sédiments, de

même que leur niveau élevé de tolérance à la pollution pour la plupart, augmentent leur probabilité de contact avec les polluants et, par le fait même, leur susceptibilité à développer des maladies.

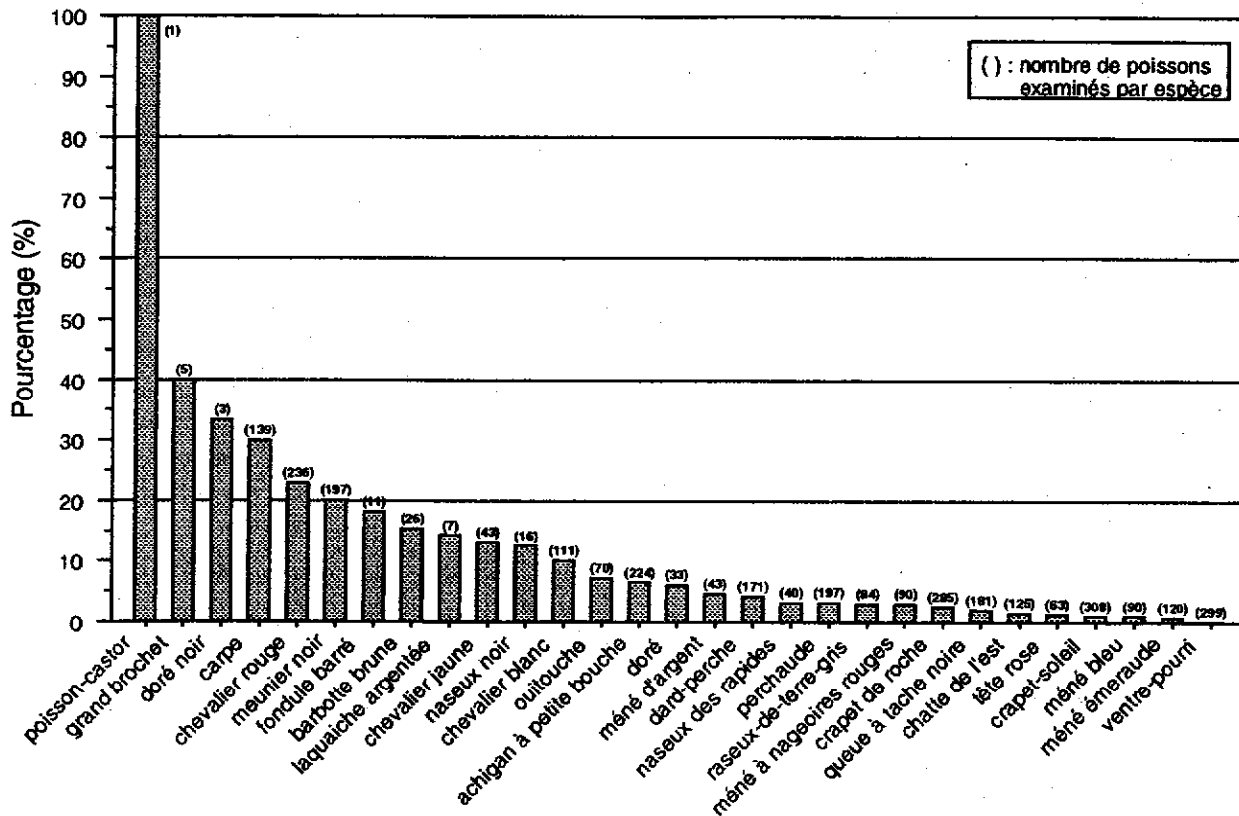


Figure 11 Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rivière Yamaska affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

Bien que les espèces de poisson de fond soient plus affectées par le DELT, il ne semble pas y avoir de généralisation à l'effet qu'un groupe trophique soit plus atteint qu'un autre dans la rivière Yamaska. Aux sept stations présentant les plus hauts taux de DELT, les insectivores, les omnivores, les piscivores et les cyprinidés insectivores sont alternativement les plus affectés. La station 164,3 est cependant la seule où une si forte proportion de cyprinidés insectivores est touchée par le DELT; 5%, soit la moitié des poissons atteints (10%; figure 10) appartiennent à ce groupe trophique. Partout ailleurs, la proportion de DELT des cyprinidés insectivores est inférieure à 1%. Sanders *et al.* (1998) ont observé que certaines familles, dont les cyprinidés, étaient moins susceptibles de développer des anomalies, peut-être en raison de leur petite taille.

Quant au groupe de tolérance à la pollution le plus affecté par des anomalies de type DELT, ce sont surtout les intermédiaires et les tolérants qui sont atteints dans des proportions variant respectivement de 0% à 20% et de 0% à 7%. Les poissons intolérants à la pollution sont très peu affectés (< 1% à toutes les stations) quoique leur proportion soit généralement faible aux stations présentant les plus hauts taux de DELT.

Finalement, les familles les plus atteintes varient aussi d'une station à l'autre. Aux sept stations où les incidences de DELT sont les plus fortes, la famille des catostomidés est la plus affectée pour trois d'entre elles, suivie de celles des cyprinidés (deux stations), des percidés (une station) et des ictaluridés (une station).

DELT multiple

La présence de plusieurs anomalies de type DELT différentes sur un même poisson (DELT multiple) est positivement reliée à la gravité de l'impact de pollution (Sanders *et al.*, 1998). Le pourcentage de DELT multiple était nul dans deux cours d'eau, l'un peu et l'autre non pollué, de l'Ohio (Berra et Au, 1981; Sanders *et al.*, 1998). Il était faible dans deux rivières affectées par des effluents municipaux traités et des eaux de ruissellement agricole. À l'opposé, il était élevé dans deux autres rivières qui recevaient plusieurs sources ponctuelles de pollution impliquant des substances toxiques d'origine industrielle (Sanders *et al.*, 1998).

La variation spatiale du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée par plusieurs anomalies de type DELT différentes dans la rivière Yamaska est présentée à la figure 12. Quatorze des 23 stations échantillonnées (61 %) présentent des anomalies de type DELT multiple, une proportion considérable qui reflète l'ampleur de la pollution de la rivière. Encore une fois, la station 107,6 en aval de Farnham, avec un taux dépassant 5 % (6,3 %), compte la plus forte proportion de poissons touchés. Les autres pourcentages les plus élevés se situent aux stations 98,2 (2,3 %), 21,2 en aval de Massueville (2,7 %) et 9,1 près de l'embouchure (3,1 %). Pour l'ensemble de la rivière, les espèces les plus affectées par le DELT multiple sont dans l'ordre la carpe, le chevalier rouge et le meunier noir (figure 13). L'espèce la plus affectée, le fondule barré, n'est pas considérée en raison de son effectif trop faible (figure 11).

Comme pour le DELT, les stations 107,6 et 21,2 qui présentent un haut taux de DELT multiple ont des communautés de poissons de plus grande taille (annexe 15). Il n'existe toutefois pas de corrélation entre le pourcentage de DELT multiple et la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station ($p > 0,05$).

Déformations corporelles

Les pourcentages les plus élevés de poissons affectés par des déformations corporelles (tête, squelette, nageoire et autres) se trouvent aux stations 164,3 (5,2 %), 107,6 en aval de Farnham (14,4 %), 59,5 en aval de Saint-Hyacinthe (5,9 %), 41,1 en aval de la confluence de la rivière Chibouet (9,2 %) et 21,2 en aval de Massueville (10,8 %) (figure 14a). Ces proportions sont toutes supérieures à 5 %, seuil au-dessus duquel les communautés sont considérées en mauvaise santé. De plus, le taux d'incidence maximal en aval de Farnham excède celui des rivières Saint-François et Chaudière où respectivement jusqu'à 9 % et 12,7 % des poissons étaient affectés (Richard, 1996; Martel et Richard, 1998). Les déformations peuvent être causées par plusieurs substances toxiques dont les biphényles polychlorés, les pesticides organochlorés et organophosphorés, ainsi que les métaux tels le cadmium, le mercure, le zinc et le plomb, qui agissent en modifiant le métabolisme des os (Bengtsson *et al.*, 1985; Van Den Avyle *et al.*, 1989). Certaines de ces substances, notamment les BPC, les pesticides organochlorés et le cadmium, sont présentes dans les meuniers

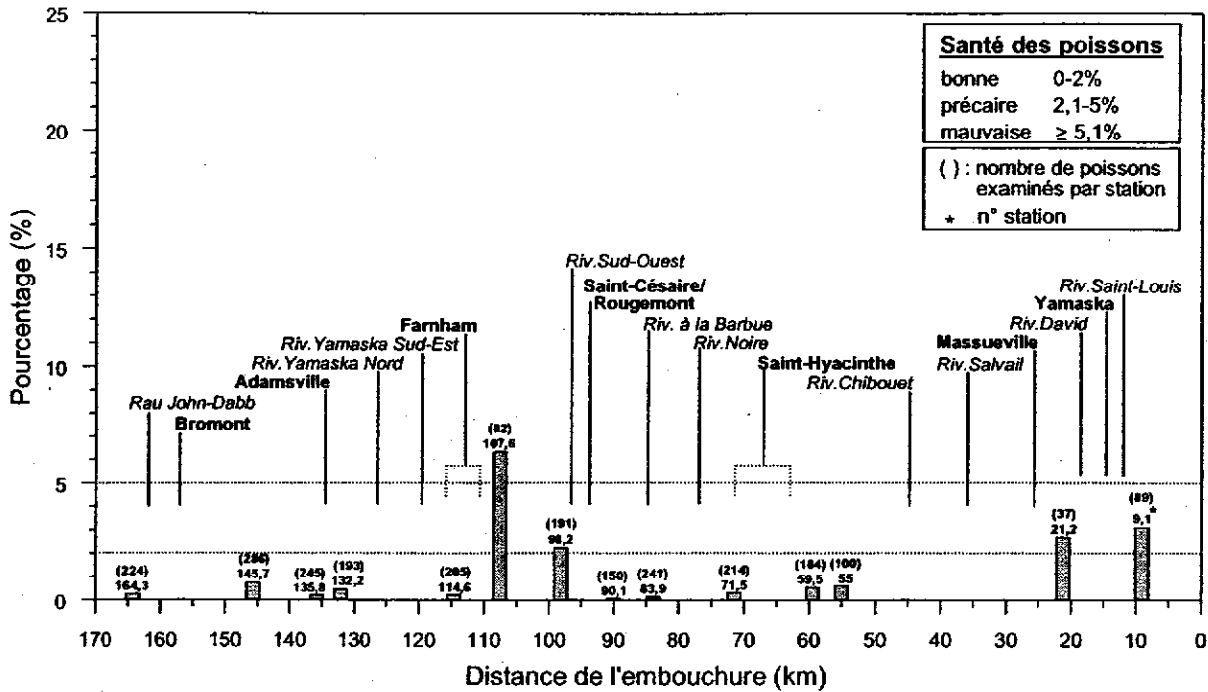


Figure 12 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska affectée par deux ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

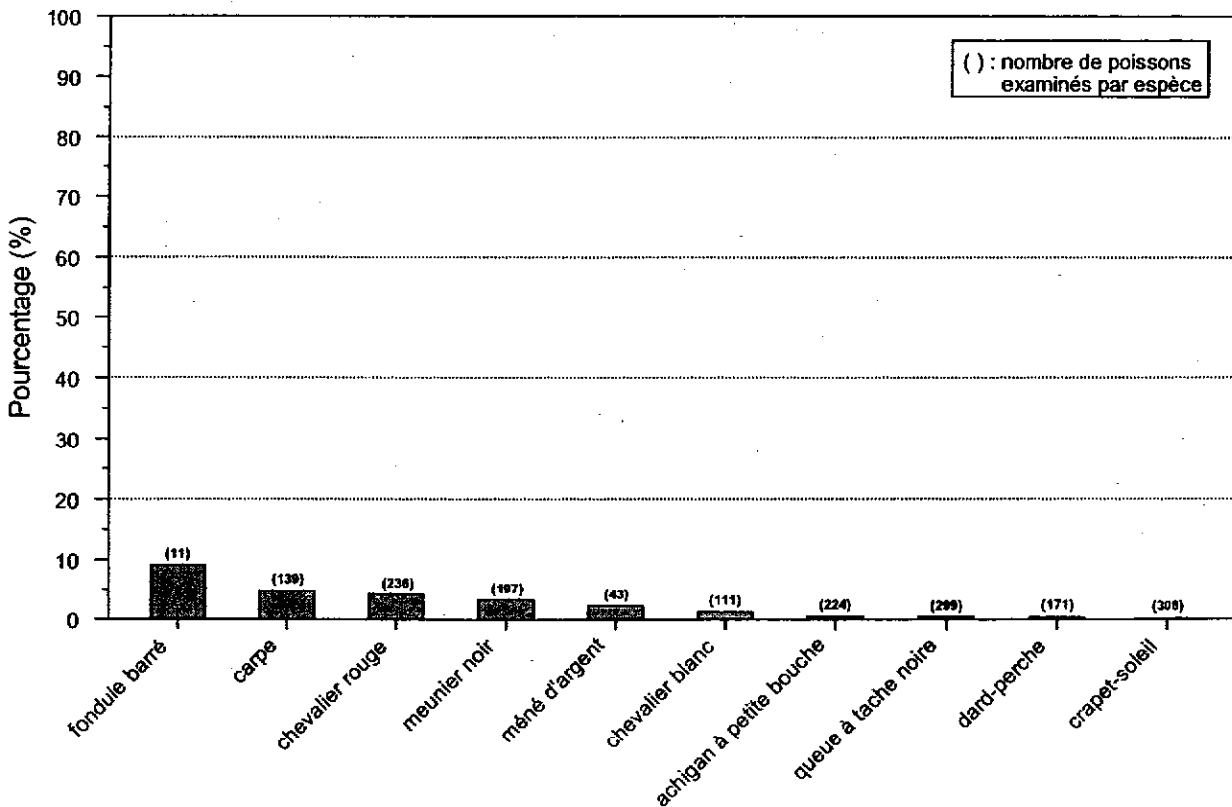


Figure 13 Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rivière Yamaska affectés par deux ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

noirs en aval de Farnham à des concentrations qui non seulement sont plus élevées qu'en amont de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, mais qui pour deux d'entre elles, excèdent le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (Lapierre, 1999). Il s'agit toutefois d'un facteur parmi les sources multiples de pollution énumérées précédemment qui affectent le secteur en aval de Farnham. Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (Ohio EPA, 1988b). Les espèces les plus affectées pour l'ensemble de la rivière sont le chevalier rouge (20 %), la carpe (9 %) et le chevalier jaune (9 %). Le doré noir et le fondule barré, atteints dans des proportions respectives de 33 % et 9 %, ne sont pas considérés puisque leur effectif est trop faible (figure 11).

Érosion des nageoires

Deux stations de la rivière Yamaska ont un pourcentage d'érosion des nageoires supérieur à 5 %, seuil au-dessus duquel la santé des communautés est estimée mauvaise : les stations 107,6 en aval de Farnham (12,6 %) et 9,1 près de l'embouchure (7,3 %) (figure 14a). Ces taux d'incidence sont toutefois faibles comparativement à ceux des rivières L'Assomption et Richelieu où respectivement 25 % et 23 % des poissons étaient atteints en aval d'un ruisseau drainant un secteur à forte concentration d'activités agricoles et en amont d'un barrage (Richard, 1994; Saint-Jacques, 1998).

Des substances toxiques tels les sulfites, les métaux, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis présents dans les sédiments, les rejets municipaux ou industriels pourraient provoquer l'abrasion ou la précipitation du mucus recouvrant les nageoires (Mahoney *et al.*, 1973; Mearns et Sherwood, 1974; Snieszko, 1974; Sherwood et Mearns, 1977; Cross, 1985; Reash et Berra, 1989; Khan *et al.*, 1992). Privées de leur couche protectrice, les nageoires sont par la suite envahies par des bactéries (*Aeromonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Vibrio* sp.) et des parasites qui provoquent la destruction des tissus (Mahoney *et al.* 1973; Snieszko, 1974; Ohio EPA, 1989; Khan *et al.*, 1992). Dans la rivière Yamaska cette anomalie affecte particulièrement la carpe (14 %), le meunier noir (7 %) et le chevalier rouge (6 %). Affectés dans des proportions respectives de 100 %, 18 % et 6 % le poisson-castor, le fondule barré et le naseux des rapides sont exclus dû à leur nombre trop restreint (figure 11).

Lésions

L'incidence de poissons affectés de lésions dépasse 5 % aux stations 21, 2 (5,4 %) et 9,1 (7,3 %) (figure 14a). Elle est toutefois relativement faible comparativement aux rivières Saint-François et L'Assomption où des valeurs maximales respectives de 19 % et 13 % sont atteintes, mais supérieure à celle des rivières Chaudière et Châteauguay où au plus 4,7 % des poissons sont affectés (Richard, 1994 et 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998). Les lésions peuvent être causées par les bactéries (*Aeromonas* sp., myxobactéries, etc.), les virus, les protozoaires, etc. (Eller, 1975; Gaines et Rogers, 1975; Bursey, 1987; Ohio EPA, 1989). La pollution organique favorise la prolifération de ces organismes, ce qui augmente la susceptibilité des poissons aux infections (Eller, 1975). Cette idée est d'ailleurs renforcée par le fait qu'il existe une relation positive et significative entre les coliformes fécaux et le pourcentage de la communauté ichtyologique atteinte de lésions dans la rivière Yamaska ($r_s = 0,41$; $p = 0,05$). Pour l'ensemble de la rivière, les espèces les plus affectées sont la carpe (13 %) et le meunier noir (11 %). Même s'ils sont

touchés davantage, le grand brochet et la laquaiche argentée ne sont pas considérés, leur nombre étant insuffisant (figure 11).

Tumeurs

La proportion de poissons atteints par des tumeurs est négligeable dans la rivière Yamaska. Une seule station (114,6) en est affectée à un taux d'incidence de 0,23 % (figure 14a). La tumeur identifiée est de type papillome labial et sa présence a été notée uniquement sur une carpe. Les tumeurs peuvent être d'origine virale ou résulter d'une dégradation de l'environnement (Baumann *et al.*, 1991; Smith, 1994; CCCSF, 1995). L'incidence des papillomes est plus élevée dans les milieux urbains que naturels (Harshbarger et Clark, 1990; Hayes *et al.*, 1990; Baumann *et al.*, 1990; Allan *et al.*, 1991; Mikaelian *et al.*, en préparation) et semble liée, entre autres, à la contamination des sédiments par les substances toxiques (Harshbarger et Clark, 1990; Black et Baumann, 1991; Baumann *et al.*, 1996).

Autres anomalies

Pour plusieurs types d'anomalies externes autres que le DELT, il n'existe pas de relation claire avec la qualité du milieu (Allison *et al.*, 1977 et Whittier *et al.*, 1987, cités par Sanders *et al.*, 1998). Elles sont tout de même enregistrées et pourront servir lorsque leur étiologie sera mieux connue.

On notera toutefois que l'**enroulement des écailles** atteint une proportion de 12 % à la station 107,6 en aval de Farnham (figure 14a), soit la troisième plus élevée après les rivières Richelieu (23 %) et Saint-François (17 %) (Richard, 1996; Saint-Jacques, 1998). Dans les trois cas, il s'agit de sites fortement affectés par des sources de pollution multiples. Les espèces les plus touchées sont le chevalier jaune (35 %), la carpe (7 %) et le meunier noir (6 %). Minckley *et al.* (1964) ont aussi observé que les catostomidés en étaient plus souvent atteints que les autres groupes. Les causes de cette anomalie demeurent peu connues; elle pourrait cependant être liée à la pollution, au parasitisme, à une lésion ou à des considérations génétiques (Minckley *et al.*, 1964).

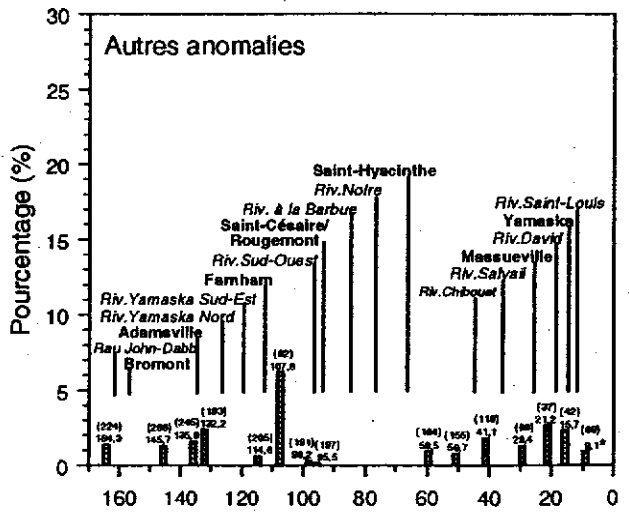
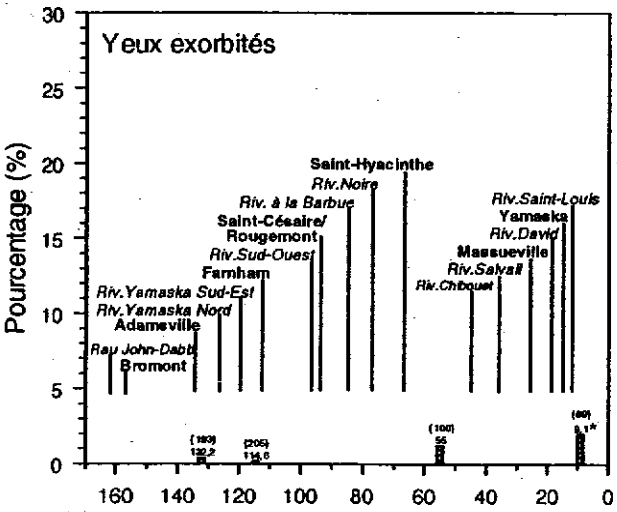
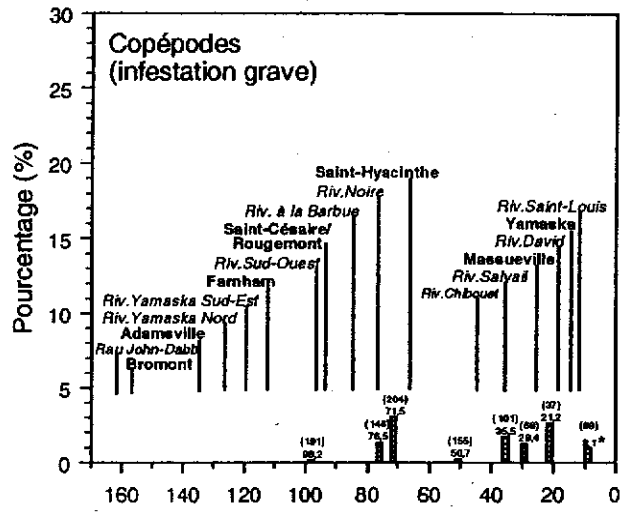
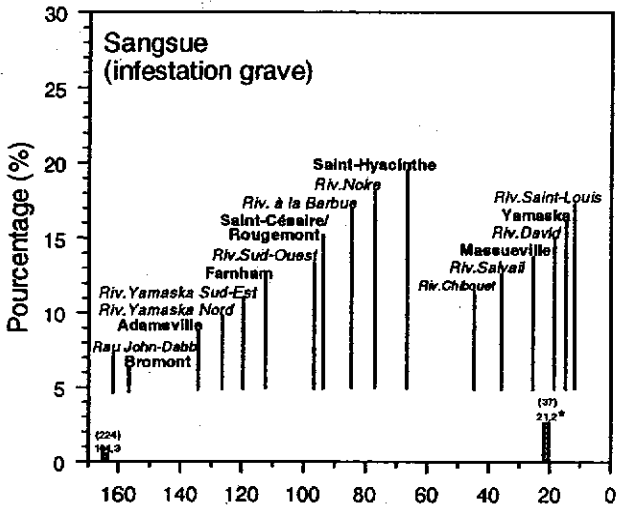
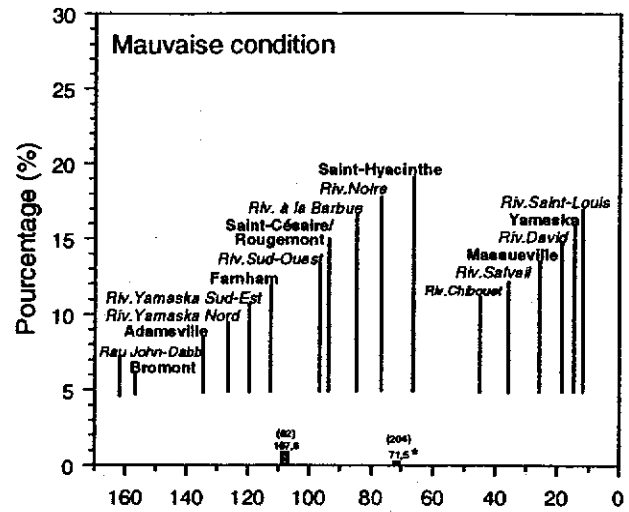
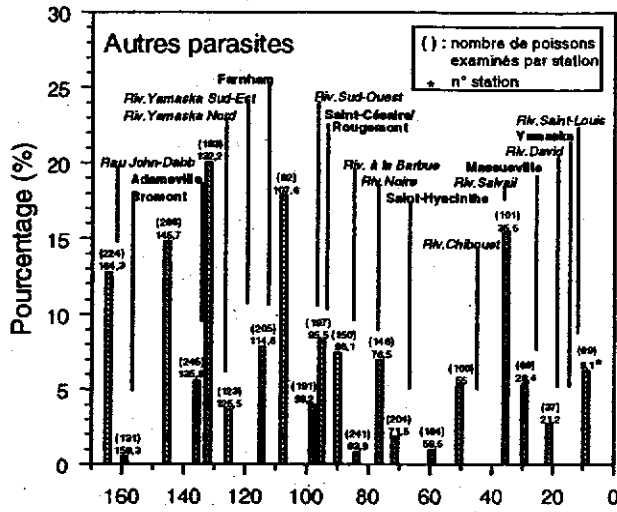
Seules les deux stations de la partie supérieure de la rivière Yamaska (164,3 et 159,3) présentent une infestation grave de **points noirs**, avec des pourcentages respectifs de 16 % et 18 % (figure 14a). Toutes les rivières étudiées jusqu'à maintenant présentaient des taux d'incidence inférieurs à 5 %, à l'exception de la seconde station en amont des rivières de l'Achigan et Chaudière où des proportions semblables à celles de la rivière Yamaska étaient observées (16 % et 12 %) (Richard, 1994; Martel et Richard, 1998). Pour les trois rivières, le naseux des rapides est l'espèce la plus touchée. Dans la rivière Yamaska, cette espèce est exclusive aux deux stations supérieures, ce qui permet de supposer que certaines caractéristiques particulières de l'habitat en amont des rivières — un courant modéré, une transparence élevée, un substrat de galets-blocs — pourraient favoriser le développement ou la prolifération de ce parasite. Cette hypothèse contredit toutefois les observations de Steedman (1991) dans dix rivières de la région de Toronto à l'effet que l'incidence de points noirs chez le naseux des rapides est positivement corrélée avec la largeur du cours d'eau et inversement corrélée avec la pente. Par ailleurs, malgré que la répartition du naseux des rapides soit plus étendue dans les rivières de l'Achigan et Chaudière que dans la rivière Yamaska, l'anomalie n'est pas observée à toutes les stations qui présentent des caractéristiques d'habitat similaires aux stations en amont. Les points

noirs sont le résultat de dépôts de mélanophores dans la capsule entourant un trématode parasite (stade métacercaire). Les zones lenticques favoriseraient l'implantation des macrophytes et donc des gastéropodes, hôte intermédiaire du parasite (Steedman, 1991). Quant aux effets des points noirs sur le bien-être et la fécondité des poissons, ils sont la source de plusieurs hypothèses conflictuelles, lesquelles font l'objet d'une revue de littérature par Steedman (1991) et Paradis et Chapleau (1994).

La **cécité** des poissons est élevée aux stations 107,6, en aval de Farnham (11 %), et 15,7, en aval de la rivière David (4,8 %) (figure 14a). Tel qu'il est mentionné dans la section matériel et méthodes, ces taux d'incidence sont sous-estimés et ne sont donc pas directement comparables à ceux des autres rivières. La cécité est causée par un trématode du genre *Diplostomum*, parasite retrouvé au stade adulte dans l'intestin des oiseaux ichtyophages et qui a comme hôtes intermédiaires les gastéropodes et les poissons. Chez ces derniers, le parasite perce la peau ou les ouïes, puis migre vers les yeux pour s'y développer. Les premiers signes d'infection sont une inflammation des tissus et une rupture des vaisseaux sanguins, suivies d'une nécrose de la cornée, et finalement, de la destruction totale du cristallin. Devenus aveugles, les poissons finissent par mourir d'inanition (Heckmann, 1983). Il ne semble pas y avoir de relation établie entre le niveau de pollution et l'incidence de cette anomalie, dont la proportion augmente avec l'accroissement du nombre de gastéropodes (Muzzall *et al.*, 1990) et d'oiseaux prédateurs (MLCP, 1993). Il n'est cependant pas exclu qu'un poisson dont le système immunitaire est affaibli par le stress soit davantage sujet à l'infection du parasite. Dans la rivière Yamaska, la barbotte brune (8 %), le chevalier jaune (7 %) et le chevalier blanc (4 %) sont les espèces les plus affectées. Les espèces de poisson lenticques sont généralement plus sujettes à l'infestation (Heckmann, 1983).

L'incidence du **parasitisme** (autre que points noirs et copépodes) est particulièrement élevée aux stations 164,3 (13 %), 145,7 (15 %), 132,2 (20 %), 107,6 (18 %) et 35,5 (15 %) dans la rivière Yamaska (figure 14b). Ces proportions sont toutefois relativement faibles comparativement à celles des rivières Magog et Châteauguay où respectivement 46 % et 23 % des poissons sont atteints (Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996). Même si les parasites sont peu pathogènes, il n'est pas exclu, particulièrement en milieu pollué, qu'ils puissent diminuer le taux de survie des poissons. Il existerait un lien entre le taux de parasitisme et le niveau de stress que subissent les organismes soit par la pollution, la prédation ou tous autres mécanismes (Esch *et al.*, 1975). En augmentant la sécrétion de corticostéroïdes, il a été démontré que le stress affaiblissait le système immunitaire et, par le fait même, la résistance des animaux de laboratoire aux infections parasitaires (Christian, 1950; Selye, 1950; Christian et Davis, 1964; tous cités par Esch *et al.*, 1975). Plus particulièrement chez le poisson, on a observé une augmentation du taux de parasitisme dans les zones de rejets de fabriques de pâtes et papier (Khan *et al.*, 1992). De plus, le parasitisme peut rendre les poissons davantage sujets à des infections secondaires ou même réduire leur tolérance aux changements du milieu (Herman, 1990 cité par Friesen et Ward, 1996). Les espèces les plus touchées sont le naseux des rapides (28 %), la perchaude (27,9 %) et le méné à nageoires rouges (24 %). Le brochet maillé et le dard barré atteints dans des proportions de 50 % et 25 % sont trop peu nombreux pour être considérés.

Les **autres anomalies** (mauvaise condition, sangsue, copépodes, yeux exorbités et autres) (figure 14b) ont une faible incidence dans la rivière Yamaska. Leur étiologie est détaillée par Richard (1994 et 1996) et La Violette et Richard (1996).



Distance de l'embouchure (km)

Figure 14b Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska affectée par différents types d'anomalies externes

Indice de *Well Being* et indice de *Well Being* modifié

Les courbes de l'IWB et de l'IWBm sont présentées à la figure 15. En raison des problèmes discutés dans la section matériel et méthodes à l'effet que ces indices ne sont parfois pas directement interprétables, seule la différence entre les deux indices, illustrée à la figure 16, est interprétée.

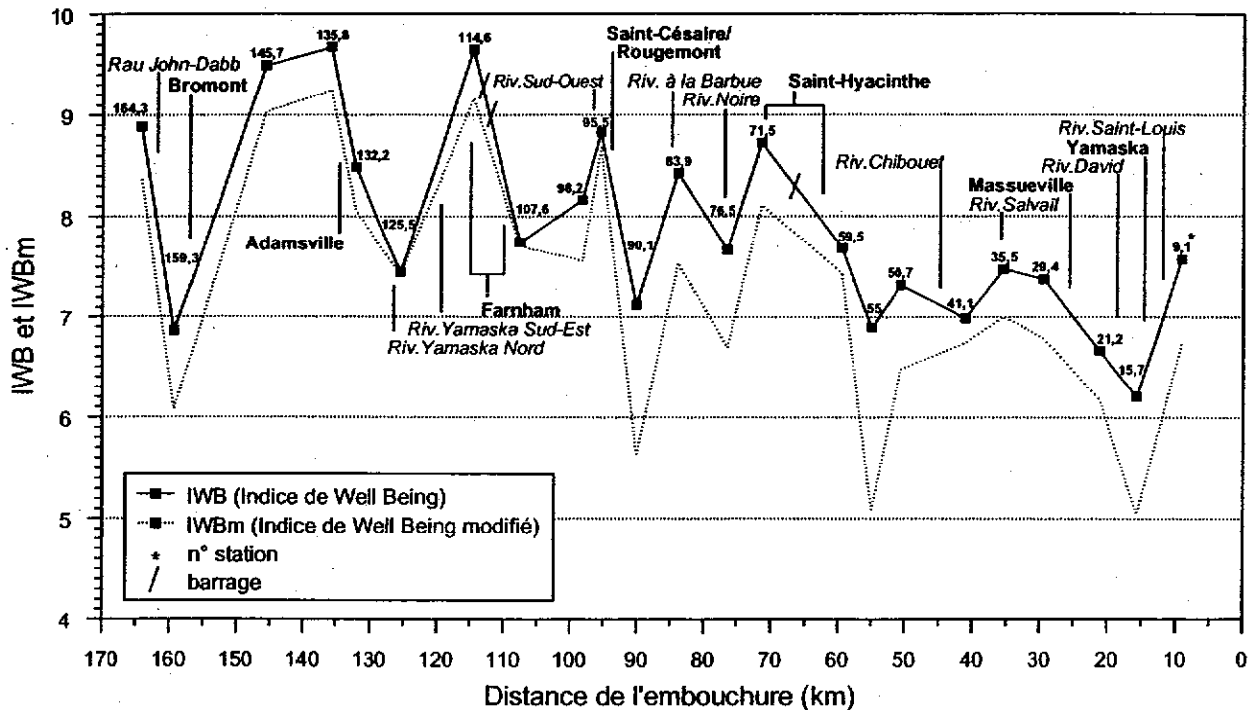


Figure 15 Variation spatiale de l'indice de *Well Being* et de l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska

L'analyse spatiale de l'IWB-IWBm démontre que dans le tiers supérieur de la rivière Yamaska (station 164,3 à 107,6) les communautés sont en santé (valeurs $\leq 0,5$), à l'exception de la station 159,3 où un début de détérioration est observé. Par contre, pour le reste de la rivière (stations 98,2 à 9,1), seulement 5 des 15 stations abritent des communautés en santé; sept stations ont des communautés représentatives d'un début de dégradation et trois stations, des communautés dégradées (valeurs $\geq 1,1$). Ces dernières sont les stations 90,1, en aval de Saint-Césaire et de Rougemont, 55 en aval de Saint-Hyacinthe et 15,7. Comme pour la rivière Yamaska, les plus grandes différences entre l'IWB et l'IWBm dans la rivière Ottawa en Ohio ont été observées en aval de multiples sources de stress environnementaux (Ohio EPA, 1988b). Richard (1994 et 1996) et La Violette et Richard (1996) ont aussi observé des valeurs élevées d'IWB-IWBm en aval de sources importantes de pollution, notamment sur les rivières L'Assomption, Saint-François et Châteauguay. Il est à noter que l'IWB-IWBm est positivement corrélé avec la DBO_5 de chacune des stations ($r_s = 0,41$, $p = 0,05$).

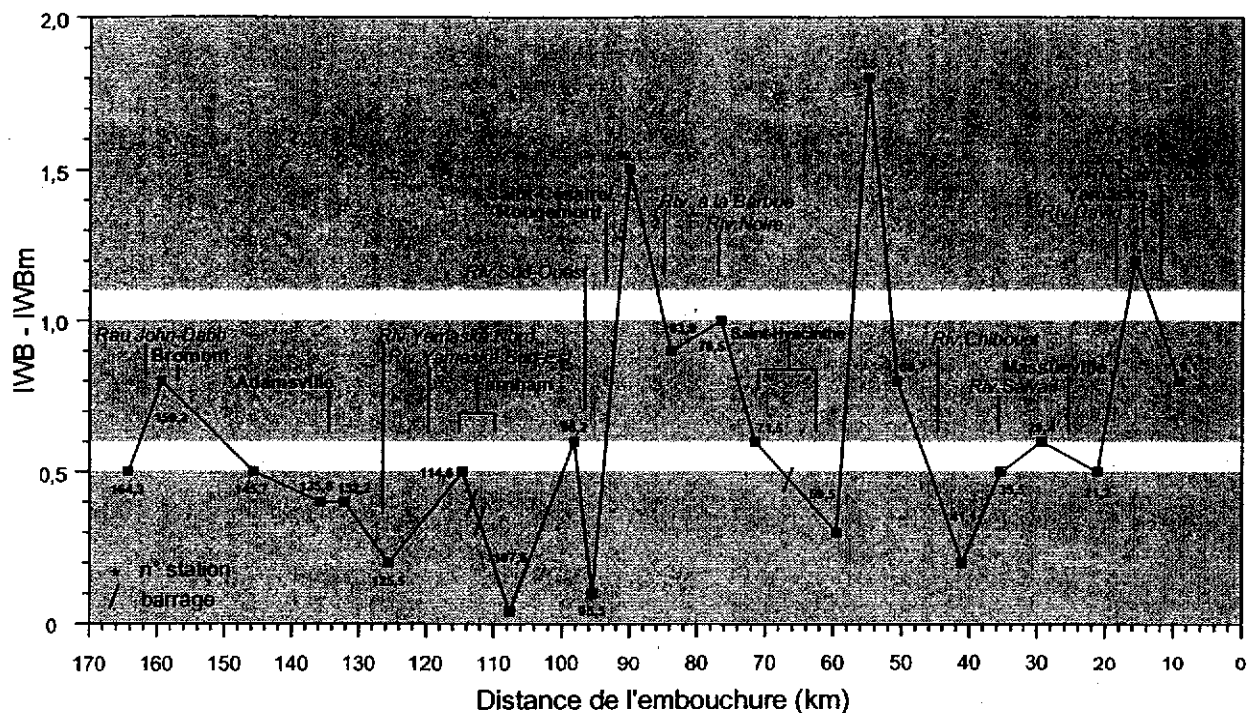


Figure 16 Variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska

Indice d'intégrité biotique

Le tableau 6 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et la contribution des sept variables qui le composent alors que la figure 17 montre l'évolution spatiale de l'indice. Dans la partie en amont de la rivière Yamaska, les communautés ichthyologiques sont déjà altérées. En effet, aux stations 164,3 et 159,3, l'indice prend une valeur jugée moyenne. À la station 164,3, une forte proportion de poissons est affectée par des anomalies externes de type DELT (10,2 %) et un léger déséquilibre de la chaîne trophique est observé. Hormis le lac Brome, un lac eutrophe (OPDQ, 1972; Gauthier *et al.*, 1978; Alain, 1980; Maly, 1991) situé 7,3 km en amont, cette station ne présente aucune source de pollution connue. L'incidence élevée du DELT, habituellement associée à une contamination par les substances toxiques (Ohio EPA, 1988b et 1989; Yoder et Rankin, 1995; Sanders *et al.*, 1998) est difficilement explicable. La station 159,3 présente un léger déséquilibre de la chaîne trophique, mais montre aussi une augmentation de l'IWB-IWBm correspondant à un début de détérioration. Cette station est située 2,8 km en aval de la confluence du ruisseau John-Dabb, lequel reçoit l'effluent de la station d'épuration municipale de Lac-Brome à laquelle sont raccordées deux entreprises industrielles polluantes des domaines de la chimie et de l'agroalimentaire. Une caractérisation des effluents de l'entreprise industrielle du secteur de la chimie, Les Emballages Knowlton inc., réalisée en 1995 dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000, a révélé la présence de mercure (0,036 mg/l) (SLV2000, 1998a).

Tableau 6 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec DELT (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	IIB (x 1,5)	Classe de l'IIB
164,3	30 [3]	43 [3]	3 [3]	10,2 [1]	3 [3]	3 [5]	0,5 [10]	45	Moyenne
159,3	27 [3]	29 [3]	1 [3]	1,7 [5]	4 [5]	3 [5]	0,8 [6]	45	Moyenne
145,7	37 [3]	29 [3]	9 [5]	5,2 [1]	3 [5]	4 [5]	0,5 [10]	48	Bonne
135,8	35 [3]	42 [3]	10 [5]	1,2 [5]	3 [5]	4 [5]	0,4 [10]	54	Bonne
132,2	28 [3]	40 [3]	20 [5]	2,9 [3]	2 [3]	3 [5]	0,4 [10]	48	Bonne
125,5	10 [5]	21 [3]	40 [5]	1,9 [5]	3 [5]	3 [5]	<0,1 [10]	57	Excellente
114,6	30 [3]	3 [1]	25 [5]	5,1 [1]	2 [3]	4 [5]	0,5 [10]	42	Moyenne
107,6	9 [5]	9 [1]	39 [5]	22,0 [1]	2 [3]	3 [5]	<0,1 [10]	45	Moyenne
98,2	16 [5]	10 [1]	7 [5]	7,0 [1]	2 [3]	3 [5]	0,6 [6]	39	Moyenne
95,5	22 [3]	24 [3]	11 [5]	0,2 [5]	2 [3]	4 [5]	0,1 [10]	51	Bonne
90,1	43 [3]	5 [1]	1 [3]	0,2 [5]	1 [3]	1 [3]	1,5 [2]	30	Faible
83,9	44 [3]	14 [1]	5 [3]	2,1 [3]	2 [3]	4 [5]	0,9 [6]	36	Faible
76,5	49 [1]	10 [1]	6 [5]	3,0 [3]	2 [3]	3 [5]	1,0 [6]	36	Faible
71,5	21 [3]	17 [1]	19 [5]	4,7 [3]	1 [3]	3 [5]	0,6 [6]	39	Moyenne
59,5	18 [5]	0 [1]	42 [5]	9,4 [1]	1 [3]	4 [5]	0,3 [10]	45	Moyenne
55	14 [5]	15 [1]	50 [5]	2,6 [3]	0 [1]	4 [5]	1,8 [2]	33	Faible
50,7	28 [3]	1 [1]	36 [5]	3,6 [3]	0 [1]	3 [5]	0,8 [6]	36	Faible
41,1	21 [3]	4 [1]	46 [5]	10,5 [1]	1 [3]	3 [5]	0,2 [10]	42	Moyenne
35,5	5 [5]	20 [3]	44 [5]	5,4 [1]	1 [3]	2 [5]	0,5 [10]	48	Bonne
29,4	19 [5]	7 [1]	49 [5]	4,0 [3]	1 [3]	3 [5]	0,6 [6]	42	Moyenne
21,2	8 [5]	32 [3]	41 [5]	16,2 [1]	1 [3]	3 [5]	0,5 [10]	48	Bonne
15,7	14 [5]	31 [3]	31 [5]	7,1 [1]	1 [3]	2 [5]	1,2 [2]	36	Faible
9,1	24 [3]	1 [1]	25 [5]	14,6 [1]	0 [3]	3 [5]	0,8 [6]	33	Faible

Dès son entrée dans le piémont, la rivière récupère et l'IIB maintient une cote variant de bonne à excellente sur les vingt prochains kilomètres (stations 145,5 à 125,5). Néanmoins, le début du déséquilibre de la chaîne trophique qui persiste à presque toutes ces stations et les taux de DELT respectifs de 5,2 % et 2,9 % aux stations 145,7 et 132,2 sont des reliquats des problèmes de pollution des stations situées en amont. Les valeurs élevées de l'IIB dans ce secteur ne reflètent pas les teneurs élevées en mercure, mesurées dans les meuniers noirs à la station 135,8, dont les niveaux dépassent trois fois le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (Lapierre, 1999). Comme le rapporte Lapierre (1999), la contamination par le mercure en aval de Bromont pourrait provenir, entre autres, des Emballages Knowlton à Lac-Brome et de l'usine IBM à Bromont. Une caractérisation de leurs effluents, effectuée en 1995, a révélé la présence de mercure (SLV 2000, 1998a et 1998b). En aval de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, l'intégrité biotique chute d'excellente (station 125,5) à moyenne (station 114,6). La proportion de cyprinidés insectivores est réduite de façon significative, la proportion d'omnivores augmente, le nombre d'espèces intolérantes à la pollution diminue et la proportion de DELT s'élève d'un niveau indicatif d'une bonne à une mauvaise santé. L'impact de la rivière Yamaska Nord n'est pas perceptible à la station 125,5, en aval immédiat de sa confluence avec la rivière Yamaska, possiblement parce que la distance est trop courte (1 km) pour que le plein mélange des eaux ait pu s'effectuer. Les patrons de congénères de BPC présents dans les poissons encore plus loin en aval

(station 107,6) sont tous retrouvés dans la rivière Yamaska Nord, en aval de Granby, ce qui confirme que la contamination en aval de Farnham provient de ce tributaire (Lapierre, 1999). Ces résultats permettent de supposer que l'impact perçu en amont de la ville de Farham (station 114,6) est aussi attribuable à la rivière Yamaska Nord.

En aval de Farnham (station 107,6), l'IIB maintient une cote moyenne et la codification de la plupart des variables reste inchangée. Même si le pourcentage d'anomalies externes de type DELT témoigne toujours de la mauvaise santé des communautés de poissons, il augmente de 5,1 à 22 % entre les stations en amont et en aval de Farnham, atteignant le taux le plus élevé du bassin. À la pollution résiduelle des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est s'ajoute celle de la station d'épuration des eaux de cette municipalité, du site de la Défense nationale à proximité et de deux sites contaminés. L'intégrité biotique moyenne des deux tributaires à leur embouchure est analogue à celle de la station 107,6. Des substances toxiques en provenance des rivières Yamaska Nord (BPC, DDT, chrome, etc.) et Yamaska Sud-Est (plomb, cadmium, etc.) ont d'ailleurs été mesurées dans les mousses aquatiques et les meuniers noirs, en aval de Farnham (Lapierre, 1999; Berryman et Nadeau, 1999). Plusieurs autres substances toxiques ont aussi été décelées dans les traceurs en aval de Farnham, où les teneurs en mercure dans les meuniers noirs excèdent plus de deux fois le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (Lapierre, 1999; Berryman et Nadeau, 1999). Les eaux usées de quatre entreprises industrielles polluantes des secteurs des textiles, de la métallurgie et du bois, acheminées à la station d'épuration de Farnham, pourraient aussi expliquer la présence de certaines de ces substances. D'ailleurs, la caractérisation de l'effluent de la station municipale révèle la présence de métaux et de substances organiques (SLV 2000, 1998c).

Cette pollution résiduelle affecte les communautés de poissons de la station suivante (98,2) où l'IIB continue d'afficher une cote moyenne, et ce, malgré une légère récupération observée dans la proportion de DELT qui diminue à 7 %. À ce point, la rivière Yamaska entre aussi dans les basses terres du Saint-Laurent et l'agriculture prend de l'importance. Ce n'est qu'à la station 95,5 où l'IIB augmente à la cote bonne que la récupération est perceptible. L'incidence du DELT diminue à un pourcentage indicatif de communautés en santé (< 2 %) et la proportion de cyprinidés insectivores continue à s'accroître.

En aval des eaux usées non traitées de Saint-Césaire et de Rougemont (station 90,1), l'indice chute à nouveau, et ce, de 21 unités, passant de la cote bonne à faible, un niveau de détérioration plus élevé que celui en aval de Farnham. On observe un déséquilibre de la chaîne trophique, une réduction du nombre d'espèces de catostomidés et une augmentation marquée de l'IWB-IWBm à une valeur signalant des communautés fortement dégradées. Ces deux municipalités qui traitent maintenant leurs eaux usées depuis mai 1997 à une station d'épuration conjointe construite à Saint-Césaire rejetaient, au moment de l'étude en 1995, les eaux usées brutes de 5 126 (Saint-Césaire) et 2 642 (Rougemont) personnes à la rivière. De plus, trois entreprises industrielles du secteur de l'agroalimentaire et une du secteur de la chimie, situées dans les municipalités de Rougemont et de Saint-Césaire déversaient aussi leurs eaux usées non traitées à la rivière. Parmi elles, les deux usines A. Lassonde et Fils à Rougemont et Aliments Carrière à Saint-Césaire rejetaient à elles seules, surtout durant l'été et l'automne, 8 000 kg de DBO₅ par jour. Cette quantité de matière organique est comparable à celle provenant d'une municipalité de 160 000 personnes, en considérant qu'une personne génère 0,05 kg de DBO₅ par jour (MENVIQ, 1988). De plus, les mesures d'azote, de

phosphore, de DBO₅ et de turbidité observées à cette station révèlent un enrichissement du milieu (Primeau, 1999). Les concentrations de phosphore (0,4 mg/l) et de DBO₅ (7,3 mg/l) mesurées à la station 90,1 sont les plus élevées du bassin. Elle atteignent respectivement treize fois et plus de deux fois la valeur des critères de protection de la vie aquatique des effets indirects de l'eutrophisation (Primeau, 1999).

Aux deux stations qui suivent, l'IIB reste faible. La rivière à la Barbue, dont les eaux turbides sont chargées en matières nutritives et en pesticides, rejoint la rivière Yamaska en amont de la station 83,9. À la station 76,5, les eaux moins polluées de la rivière Noire ne permettent pas à la rivière Yamaska de récupérer possiblement parce que 0,5 km est une trop courte distance pour qu'il y ait eu plein mélange.

Ce n'est qu'à la station 71,5, plus de 20 km en aval des eaux usées non traitées de Saint-Césaire et de Rougemont, qu'un début de récupération est observable, avec une augmentation de l'IIB de la cote faible à moyenne. C'est d'ailleurs à cette station que l'effet de dilution de la rivière Noire — dont le débit équivaut à 80 % de celui de la rivière Yamaska à sa confluence (Primeau *et al.*, 1999) — est mesuré. En effet, la réduction de la turbidité et des concentrations de substances nutritives amorcée à la station 76,5 s'amplifie, tandis que la DBO₅ diminue de plus de 50 % pour se situer sous la valeur du critère de 3,0 mg/l (Primeau, 1999). Seule la concentration de coliformes fécaux augmente légèrement (Primeau, 1999), en raison possiblement de la densité animale plus élevée à l'embouchure de la rivière Noire (1,3 U.A./ha) qu'à la station 71,5 (0,5 U.A./ha) (Primeau *et al.*, 1999). En revanche, on note des substances toxiques — mercure, BPC, DDT — en provenance de la rivière Noire dans les meuniers noirs de la station 71,5, à des concentrations qui, pour deux de ces substances, excèdent le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (Lapierre, 1999). De plus, cette station et la station 76,5, présentent la plus forte proportion de superficie cultivée du bassin (> 85 %) de même que la proportion la plus élevée de culture de maïs (65 %) (Primeau *et al.*, 1999). C'est aussi à cette station que la qualité des bandes riveraines (30 m de largeur) s'avère la plus faible en raison de l'urbanisation presque totale des rives (Saint-Jacques et Richard, en préparation). Toutes ces observations suggèrent que cette portion de la rivière subit des pressions de pollution qui exercent vraisemblablement un impact sur les communautés ichthyologiques puisque certaines variables de l'IIB sont encore passablement affectées (tableau 6).

En aval immédiat de Saint-Hyacinthe (station 59,5), l'IIB garde la cote moyenne. Une amélioration est observée au niveau de la proportion d'omnivores et de l'IWB-IWBm. Toutefois, la proportion de DELT augmente d'un niveau indicatif d'un état de santé précaire à mauvais et la densité de cyprinidés insectivores diminue de 17 % à 0 %, préservant la cote la plus faible pour cette variable (tableau 6). Parmi les éléments susceptibles d'affecter les communautés de poissons de cette station, citons l'effluent de la station d'épuration de Saint-Hyacinthe, situé 3 km en amont. Outre les eaux usées domestiques, cette station traite aussi les eaux de procédé de 16 entreprises industrielles. On dénote de plus la présence de six sites contaminés dans la ville en amont de la station (Primeau *et al.*, 1999). Par ailleurs, comme partout dans les basses-terres du Saint-Laurent, la culture du maïs est intensive et occupe plus de 35 % du territoire drainé (Primeau *et al.*, 1999). Une augmentation des concentrations d'azote, de coliformes fécaux et de la turbidité a été observée près des rives à l'été 1995 (Primeau, 1999). Le mauvais fonctionnement de la station d'épuration en 1995 et les débordements du réseau d'égouts unitaire survenus suite à des épisodes de pluie pourraient être à

l'origine, du moins en partie, de cette détérioration de la qualité de l'eau (Primeau *et al.*, 1999). Une hausse significative de la concentration de mercure par rapport à la station située en amont de Saint-Hyacinthe (station 71,5) a aussi été détectée dans les mousses aquatiques (Berryman et Nadeau, 1999).

À la station suivante (station 55), soit 7,5 km en aval de l'effluent traité de Saint-Hyacinthe, l'IIB diminue à nouveau à la cote faible. Les espèces intolérantes à la pollution disparaissent et l'IWB-IWBm augmente d'un niveau correspondant à des communautés en santé à fortement dégradées. Du plomb et du cadmium ont été décelés dans les meuniers noirs à des concentrations plus élevées qu'à la station 71,5 (Lapierre, 1999). Par ailleurs, bien que les concentrations de mercure et de DDT aient légèrement diminué dans la chair de cette même espèce à la station 55 par rapport à la station 71,5, elles excèdent encore le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (Lapierre, 1999). Selon Lapierre (1999), ces substances proviennent de la rivière Noire. La qualité de l'eau basée sur les paramètres conventionnels demeure stable (Primeau, 1999) et la culture du maïs est tout aussi intensive (> 35 % de la superficie drainée) (Primeau *et al.*, 1999). La densité animale totale augmente toutefois de plus du double et celle du porc triple entre la station 59,5 et celle-ci. À la station 50,7, l'IIB reste faible, un résultat corroboré par les paramètres conventionnels de la qualité de l'eau (Primeau, 1999) et le cheptel animal qui restent constants (Primeau *et al.*, 1999). La proportion de superficie drainée occupée par la culture du maïs augmente, par contre, légèrement de 39 % à 47 % (Primeau *et al.*, 1999).

En aval de la rivière Chibouet, l'IIB remonte à la classe moyenne. Alors que certaines variables tels l'IWB-IWBm et le nombre d'espèces intolérantes montrent des signes d'amélioration, la faible proportion de cyprinidés insectivores se maintient et l'augmentation marquée de l'incidence du DELT d'un statut de santé jugé précaire à mauvais, indique plutôt une détérioration. La mauvaise qualité de l'eau de la rivière Chibouet est similaire à celle de la rivière Yamaska dans ce secteur (Primeau, 1999). En 1991, les communautés ichtyologiques de la rivière Chibouet présentaient un déséquilibre de la chaîne trophique de même qu'une forte densité relative de poissons tolérants (proportion variant de 42 % à 65 %) combinée à l'absence ou à la faible représentation des espèces intolérantes à la pollution (d'après La Violette, 1996, données non publiées). Ce tributaire eutrophe et d'écoulement très faible est fortement affecté par l'agriculture, notamment la culture du maïs, qui occupe 36 % du bassin (Giroux *et al.*, 1997), et l'élevage du porc. Aux étés 1992 et 1993, le critère de 2 µg/l d'atrazine pour la protection de la vie aquatique, un herbicide utilisé pour la culture du maïs, a été dépassé dans respectivement 62 % et 55 % des échantillons d'eau prélevés dans la rivière (Berryman et Giroux, 1994). Dans une comparaison des concentrations d'atrazine des rivières Chibouet, Noire et Yamaska effectuée à l'été 1994, Giroux *et al.* (1997) ont observé des concentrations moins élevées dans le cours principal par rapport aux tributaires. Néanmoins, les concentrations de la rivière Yamaska dépassaient à plusieurs reprises le critère de protection de la vie aquatique, démontrant ainsi que le phénomène de dilution n'est pas suffisant pour ramener en tout temps les concentrations à des niveaux respectant les critères de qualité de l'eau (Giroux *et al.*, 1997). La récupération observée à la station 41,1 est peut-être en partie attribuable au fait que la pêche a été effectuée sur la rive opposée à celle de la confluence de la rivière Chibouet. Même si la station se situe 3,7 km en aval de ce tributaire, la largeur importante de la rivière Yamaska à cet endroit (100 m), le débit d'étiage de la rivière Chibouet qui est environ cinquante fois plus faible

que celui de la rivière Yamaska et l'écart de conductivité important (environ 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) entre les deux rivières peuvent réduire les processus de mélange naturels (CCMRE, 1987).

En aval de la rivière Salvail, l'IIB poursuit sa remontée et atteint la cote bonne en raison de la chaîne trophique plus équilibrée. Par contre, même en ayant diminué, la proportion de DELT reste indicative d'une mauvaise santé. La hausse de plusieurs paramètres conventionnels de la qualité de l'eau (substances nutritives, coliformes fécaux, DBO₅ et turbidité) suite à des précipitations en juillet 1995 démontre que la pollution est d'origine diffuse plutôt que ponctuelle. La qualité de l'eau de la rivière Salvail est plus dégradée que celle de la rivière Yamaska dans ce secteur (Primeau, 1999). Cependant, sa confluence 0,4 km en amont de la station 35,5 fait probablement en sorte que son impact n'est mesurable que sur une seule rive puisque la distance est trop courte pour que le plein mélange ait pu s'effectuer. À cette station, la culture du maïs est aussi importante qu'à la station précédente, mais une réduction du cheptel est toutefois observée. Par contre, dans la rivière Salvail, la proportion du bassin occupée par le maïs (25 %) est inférieure à celle de la rivière Chibouet (36 %), ce qui résulte en une fréquence moindre de dépassement du critère d'atrazine pour la protection de la vie aquatique dans les échantillons d'eau (Giroux *et al.*, 1997).

À la station suivante (station 29,4), l'intensification de l'agriculture se traduit par une nouvelle diminution de l'indice à la classe moyenne. La proportion de cyprinidés insectivores et l'IWB-IWBM indiquent une dégradation alors que la proportion de DELT montre plutôt un signe d'amélioration. La proportion de superficie cultivée s'accroît de 62 % à 83 % et celle du maïs de 35 % à 55 %. La densité animale augmente quant à elle de 55 % à 67 % et celle du porc de 0,17 U.A./ha à 0,40 U.A./ha. La qualité de l'eau, selon l'indice de la qualité de l'eau (IQBP), demeure très mauvaise (Primeau, 1999).

En aval de Massueville, l'IIB remonte à la cote bonne. Les variables de l'IIB évoluent à l'inverse de la station précédente, ainsi observe-t-on une amélioration de la proportion de cyprinidés insectivores et de l'IWB-IWBM, ainsi qu'une détérioration sur le plan de l'incidence du DELT. Cette dernière quadruple entre la station 29,4 et 21,2, et atteint 16,2 %, un niveau indicatif de la mauvaise santé des poissons. Malgré une légère diminution des pressions agricoles, cette station demeure fortement affectée par l'agriculture, notamment la culture du maïs et l'élevage du porc. En matière de qualité de l'eau, plusieurs paramètres montrent des hausses après l'événement de pluie de juillet 1995, indiquant que la pollution est de source diffuse. La turbidité augmente de façon marquée en temps humide comme en temps sec, ce qui dénote une turbidité à la fois minérale et biologique (Primeau, 1999).

L'accumulation des pressions agricoles fait en sorte que l'indice rechute à la classe faible en aval de la rivière David. Cette diminution est attribuable à l'IWB-IWBM qui augmente d'un niveau correspondant à des communautés en santé à fortement dégradées, les autres variables restant stables. À cette station, l'agriculture diminue en importance, mais demeure intensive. La turbidité moyenne atteint la valeur maximale du bassin (> 60 U.N.T.). Elle reflète, d'une part, les eaux turbides de la rivière David, un tributaire agricole, et d'autre part, la turbidité minérale et biologique importante de la rivière Yamaska dans ce secteur (Primeau, 1999).

En aval de Yamaska et de la rivière Saint-Louis, un autre tributaire agricole, l'IIB reste faible. L'IWB-IWBm montre une légère amélioration, mais la chaîne trophique se déséquilibre et les espèces intolérantes à la pollution disparaissent. Par ailleurs, la proportion de DELT qui augmente de 7,1 % à 14,6 % indique que la santé des communautés est toujours mauvaise. La DBO₅, et la concentration de coliformes fécaux s'accroissent (Primeau, 1999) et les teneurs de plomb, de sélénium, de cadmium et de chrome dans les meuniers noirs sont parmi les plus élevées du bassin (Lapierre, 1999). De plus, des concentrations d'atrazine nettement supérieures au critère de protection de la vie aquatique (4,3 µg/l, 6,7 µg/l et 5 µg/l) ont été mesurées dans des échantillons d'eau à l'été 1994, à l'embouchure de la rivière Yamaska (Giroux *et al.*, 1997).

La récupération observée de la station en aval de la rivière Chibouet à la station en aval de Massueville pourrait être liée en partie aux conditions hydrologiques de l'été 1995. Les débits mensuels mesurés à Saint-Hyacinthe à l'été 1995 étaient, en général, plus faibles que la moyenne des 11 dernières années (Primeau *et al.*, 1999). Pour les mois de juin, juillet, août et septembre, ils atteignaient respectivement 155 %, 60 %, 79 % et 44 % des valeurs moyennes habituelles. Le débit moyen élevé de juin est biaisé puisque seul le premier tiers du mois a été plus pluvieux que la normale; pour l'autre deux tiers, les débits journaliers étaient inférieurs au débit mensuel moyen de la période 1984-1994. Par temps sec, les sources de pollution diffuses ont un impact moindre sur le milieu aquatique puisque le ruissellement agricole est moins important. Malgré tout, le cumul des sources de pollution diffuses pourrait expliquer la chute de l'indice en aval de la rivière David. L'indice basé sur les communautés benthiques échantillonnées à l'été 1994, un été plus humide que la normale, diminue en revanche plus en amont, soit à partir de la station en aval de la confluence de la rivière Salvail (St-Onge, 1999). Les débits moyens de juin et juillet 1994 (les débits de août et septembre ne sont pas disponibles) représentaient respectivement 195 % et 371 % des valeurs moyennes habituelles (Primeau *et al.*, 1999).

Cette explication est cohérente avec les observations de Giroux *et al.* (1997) à l'effet que la période de sécheresse survenue en juin 1995 a probablement limité le transport des pesticides vers les cours d'eau, s'avérant ainsi responsable de la diminution des concentrations médianes d'atrazine dans la rivière Chibouet pour la période 1992 à 1995. De façon similaire Gammon *et al.* (1990) ont observé, sur une période de huit ans, les valeurs minimales de l'IIB, les étés de forts débits, et les valeurs maximales, l'été d'étiage sévère, dans des rivières où les cultures à grand interligne représentaient plus de 65 % du territoire et où les sources ponctuelles étaient négligeables. Ils affirment que les conditions météorologiques et hydrologiques ont une influence certaine sur l'IIB. La proportion élevée de DELT, notamment à la station 21,2 où l'intégrité biotique est jugée bonne, reflète plusieurs années d'exposition des poissons aux conditions du milieu et incorpore à la fois les périodes de pluie et de sécheresse.

Dans la rivière Yamaska, contrairement à ce que d'autres auteurs ont pu observer, il n'existe pas de corrélation entre les indicateurs de pollution agricole et l'IIB (Gammon *et al.*, 1990; Jacobson *et al.*, 1992 cité par Hall *et al.*, 1994; Frenzel et Swanson, 1996; Roth *et al.*, 1996; Allan *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 1997). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces divergences dans les résultats. En premier lieu, aucune de ces études n'a utilisé la même méthode de compilation des données agricoles; certaines comparent plusieurs rivières et ont ainsi une donnée agricole pour chacun des bassins (« sous-bassins totaux »), d'autres utilisent des données se rattachant à des « sous-bassin

partiels » ou, encore, à la bande riveraine. Quant à l'IIB, certaines études effectuent une moyenne des valeurs de sites adjacents sur une même rivière, ou même, la moyenne des valeurs de plusieurs années. Aussi, ces relations n'ont pas toutes été établies pour des rivières de même ordre. De plus, tel qu'observé par Wang *et al.* (1997), l'emplacement du territoire agricole dans le bassin versant peut être aussi important que sa proportion. À titre d'exemple, des sites où l'activité agricole était concentrée dans la zone riparienne présentaient une valeur de l'IIB plus faible que celle prévue d'après la seule proportion du territoire agricole (Wang *et al.*, 1997). Par ailleurs, Gammon *et al.* (1990) mentionnent que l'agriculture n'est pas nécessairement incompatible avec la santé des communautés ichthyologiques, à condition que la bande riveraine offre une protection suffisante. Aussi, comme nous avons pu le constater, les sources de pollution diffuses sont plus sporadiques, ce qui fait qu'il est difficile de généraliser sur la santé des communautés d'après les résultats d'une seule année (Gammon *et al.*, 1990). L'absence de corrélation dans la rivière Yamaska pourrait aussi s'expliquer par le fait que cette rivière est soumise à des sources de pollution mixtes. Ainsi, les sources de pollution diffuses sont par endroits masquées par les sources ponctuelles, sans compter qu'en milieu urbain (p. ex. en aval de Farnham), il est possible d'obtenir une valeur faible de l'IIB qui n'est pas corroborée par une proportion élevée d'agriculture. Finalement, tel qu'il est mentionné dans la section matériel et méthodes, il existe un biais associé à l'agrégation des données agricoles par « sous-bassins partiels » puisqu'il est faux de présumer qu'il y a pleine récupération du milieu entre chacune des stations.

Il existe toutefois une relation négative entre la détérioration de la qualité de l'eau (DBO₅, phosphore total) et l'IIB ($r_s = -0,60$ et $-0,46$, $p < 0,05$) de même qu'une relation positive entre l'indice de qualité de l'eau et l'IIB ($r_s = 0,49$, $p = 0,02$) (annexe 17).

Globalement, sur les 155,2 km de la rivière Yamaska étudiés, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 2,5 km (2 %), bonne sur 40,7 km (26 %), moyenne sur 78,6 km (51 %) et faible sur 33,4 km (21 %).

Rivière Noire

Habitats et associations ichthyologiques

Le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les caractéristiques d'habitats ichthyologiques de chacune des stations apparaît à la figure 18. En retenant un coefficient de distance euclidienne de 1,5 comme niveau de partition, les stations font partie d'un seul groupe d'habitat homogène qui correspond aux régions physiographiques du piémont (stations R58,9, R54,5 et R46,3) et des basses-terres du Saint-Laurent (stations restantes). Presque toutes situées à une altitude moyenne, ces stations sont caractérisées par une vitesse de courant lente, une profondeur de même qu'une transparence et une largeur généralement moyenne (tableau 7). En revanche, la pente, la nature et l'hétérogénéité du substrat ainsi que la densité des macrophytes varient d'une station à l'autre.

L'analyse de groupement des stations d'après les espèces de poisson recensées est présentée à la figure 19. L'ensemble des stations, à l'exception de la station R54,5, présentent des communautés

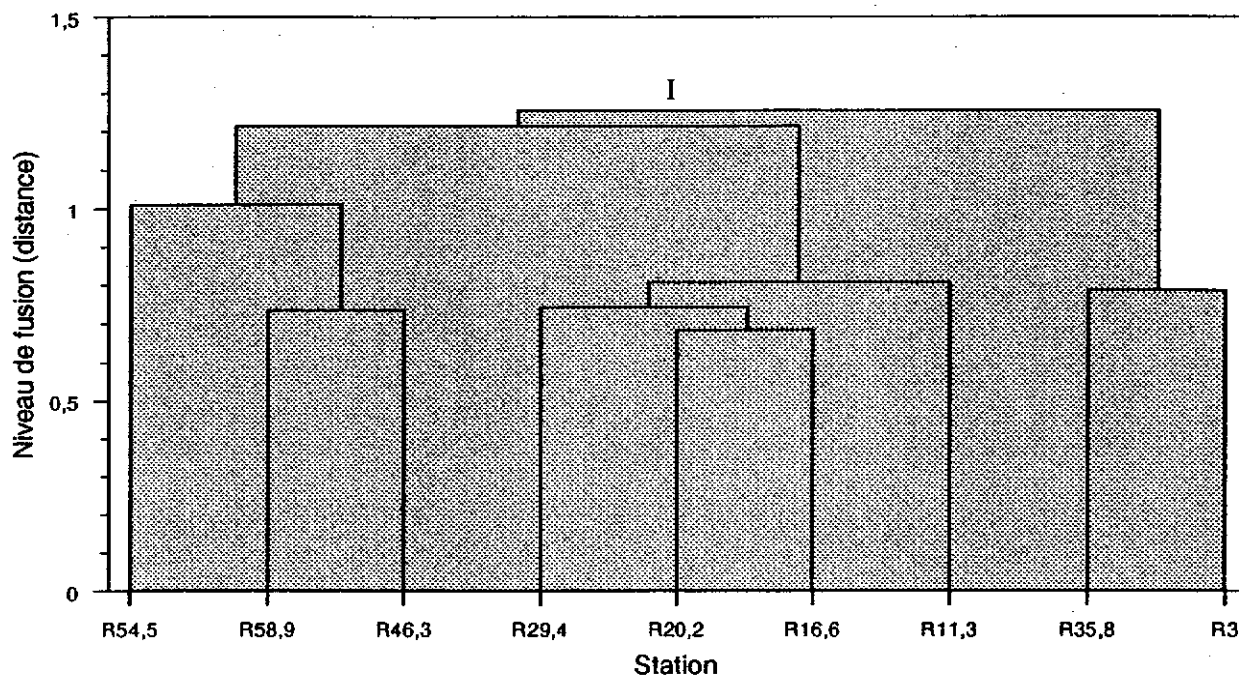


Figure 18 Groupement des stations de la rivière Noire selon leurs caractéristiques d'habitats ichtyologiques

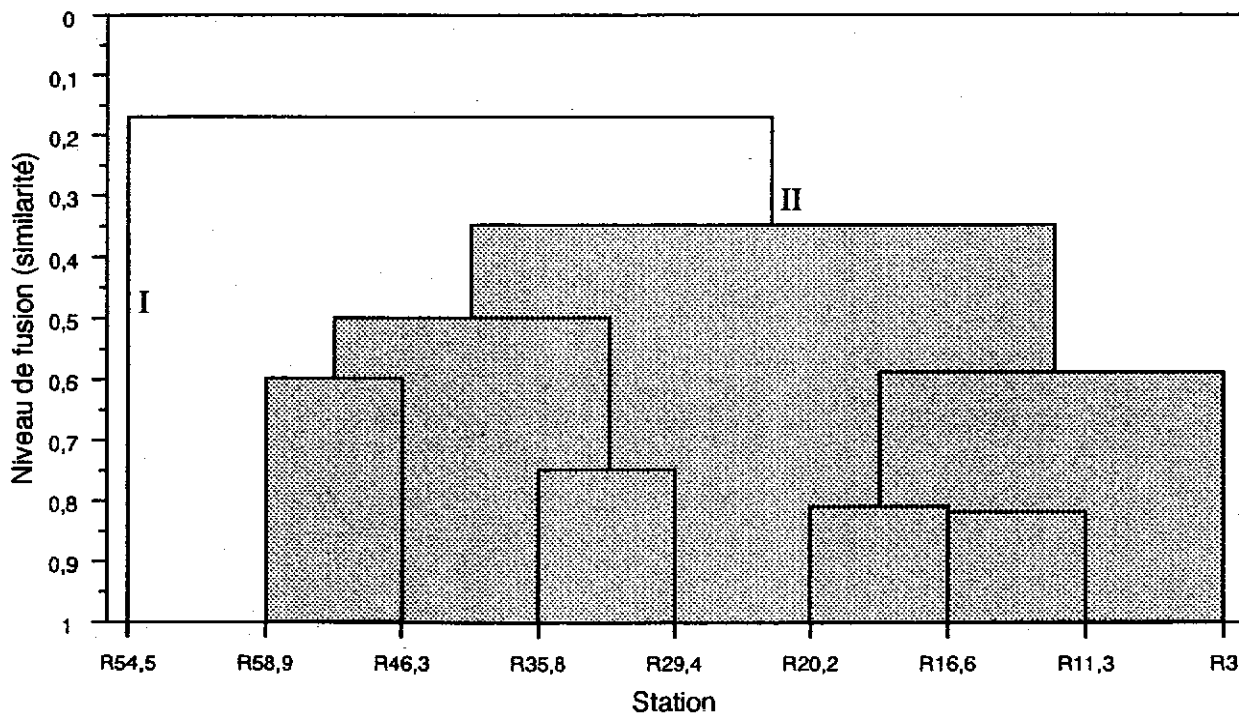


Figure 19 Groupement des stations de la rivière Noire selon la composition de leurs communautés ichtyologiques

Tableau 7 Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Noire

Station	Groupe ^a	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur maximale (m) codification ^b		Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ^c	Densité des macrophytes
R54,5	I	50	72	0,8	>1,5	4	lente	moyenne	galets-blocs	1,68	faible
R58,9	I	40	76	0,8	3	4	lente	moyenne	argile-limon	1,35	faible
R46,3	I	50	63	1,4	1,6	4	lente	moyenne	argile-limon	1,86	modérée
R29,4	I	75	48	0,5	2,3	4	lente	moyenne	sable-gravier	0,29	modérée
R20,2	I	50	43	0,5	3	4	lente	moyenne	sable-gravier	1,19	abondante
R16,6	I	50	41	0,5	3,5	4	lente	moyenne	argile-limon	0,00	modérée
R11,3	I	60	35	1,3	4	4	lente	moyenne	argile-limon--sable-gravier	0,29	modérée-abondante
R35,8	I	75	52	1,0	4	4	lente	faible	argile-limon	1,47	faible-modérée
R3	I	50	26	0,8	5	4	lente	faible	argile-limon	1,75	nulle-faible

^a Groupe obtenu par analyse de groupement

^b Retenue pour l'analyse de groupement

^c Calculée selon l'indice de diversité de Shannon-Wiener

ichthyologiques similaires en séparant au niveau de fusion de 0,3 (similarité). La station R54,5 est la seule station pour laquelle il n'y a pas de concordance entre les caractéristiques d'habitat (figure 18) et les communautés ichthyologiques (figure 19).

Sur un total de huit familles recensées dans la rivière Noire, les groupes de stations I et II en comprennent respectivement cinq et sept. Quant au nombre d'espèces, par contre, le groupe I (huit espèces) se distingue du groupe II (14 à 20 espèces) par une richesse spécifique nettement plus faible. L'utilisation d'un engin de pêche différent à la station R54,5 (pêche électrique à gué plutôt que par bateau aux autres stations) paraît insuffisante pour justifier à elle seule l'absence d'un si grand nombre d'espèces. En effet, à l'exception du doré et du maskinongé, toutes les espèces de la rivière Noire ont été capturées au moyen d'un engin de pêche similaire dans les rivières Yamaska et Yamaska Nord. La pollution du milieu reste donc un facteur explicatif plausible de la faible diversité à la station R54,5.

L'analyse de groupement effectuée sur les espèces de chacune des stations permet d'identifier, après partition au niveau de fusion 0,36 (similarité), trois associations ichthyologiques, lesquelles sont désignées par A, B et C aux figures 20 et 21. L'association A est composée des espèces omniprésentes : l'achigan à petite bouche, le crapet-soleil et le crapet de roche (présents à toutes les stations) suivis du dard-perche, du meunier noir, du ventre-pourri et du méné pâle (retrouvés à 89 % des stations). Sauf pour trois espèces, ces résultats ne correspondent pas à ceux des inventaires ichthyologiques réalisés durant les étés 1963 à 1970 où les espèces les plus fréquemment rencontrées entre Roxton Falls et l'embouchure de la rivière Noire étaient, dans l'ordre : le chevalier blanc, le tête rose, le meunier noir, le ventre-pourri, le doré, le méné bleu, le méné pâle et le mulot à cornes (Mongeau, 1979). Les six espèces qui constituent l'association B sont davantage représentées dans la partie inférieure de la rivière et sont absentes de la station R54,5. Finalement, l'association C regroupe les espèces dont la répartition est sporadique. Comme c'était le cas pour l'embouchure de la rivière Yamaska et le fleuve Saint-Laurent, un effet de lisière (Dajoz, 1982; Osborne et Wiley, 1992; Paller, 1994) est probablement à l'origine de la présence restreinte de la carpe et du méné émeraude à la station de l'embouchure de la rivière Noire (station R3). On retrouve d'ailleurs ces deux espèces sur la rivière Yamaska tant en amont qu'en aval de la confluence de la rivière Noire (figures 4 et 5).

Densité

Dans la rivière Noire, la variation spatiale de la densité ichthyologique de l'amont vers l'aval semble être de nature aléatoire (figure 22). En effet, il n'y a pas de corrélation significative ($p > 0,05$) entre les prises par unité d'effort (PUE) et la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station. On observe toutefois un minimum de la densité à la station R54,5 et un maximum, à la station R29,4.

La station R54,5 est la seule station de cette rivière où une pêche à gué plutôt que par bateau a été effectuée. Il n'est donc pas possible de vérifier s'il existe une différence significative entre la densité de cette station et celle des autres stations sur la base de l'engin de pêche utilisé. Outre l'engin de pêche, une contamination par les substances toxiques pourrait aussi être à l'origine de la réduction

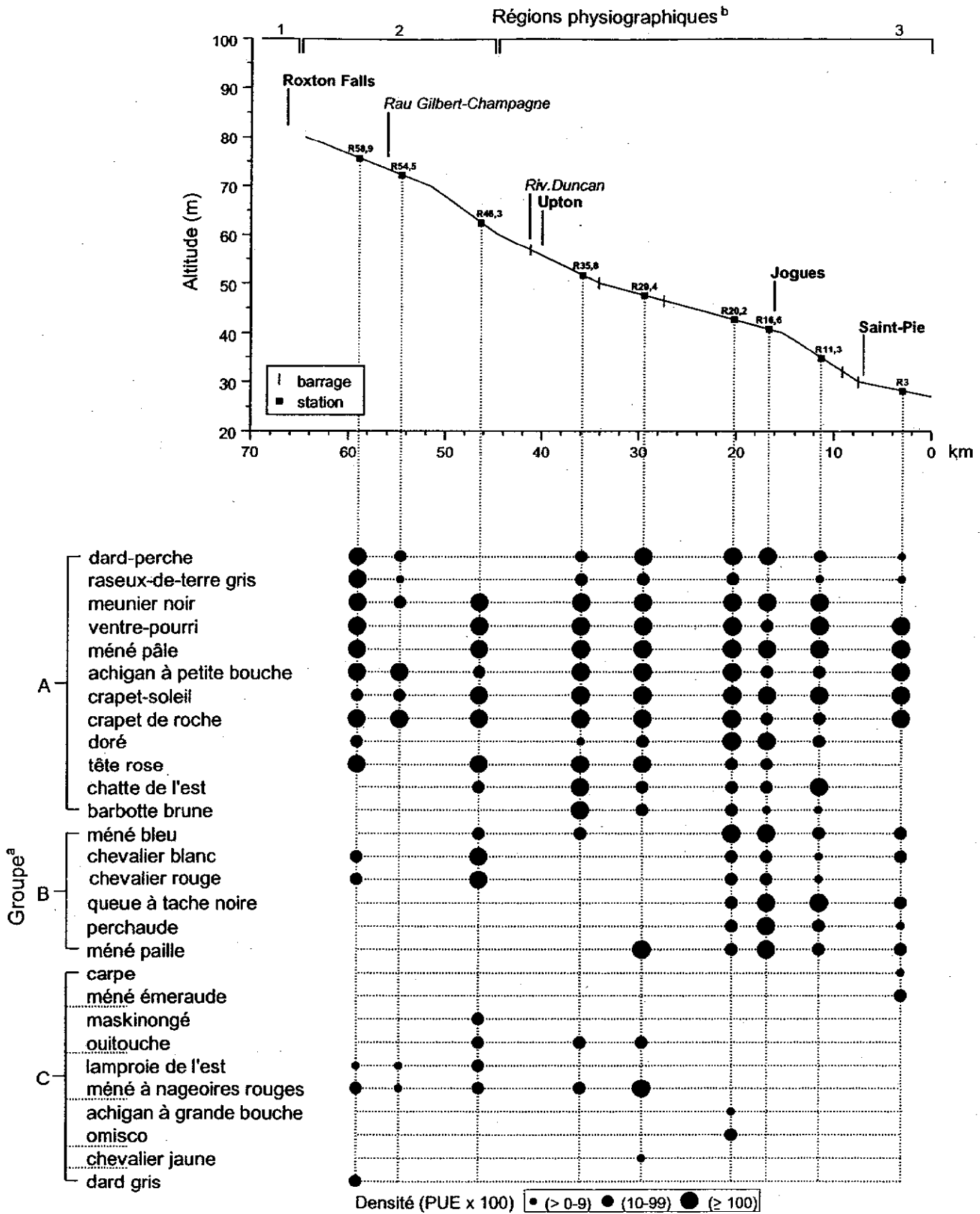


Figure 20 Répartition spatiale de la densité des différentes espèces de poisson de la rivière Noire (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du Saint-Laurent)

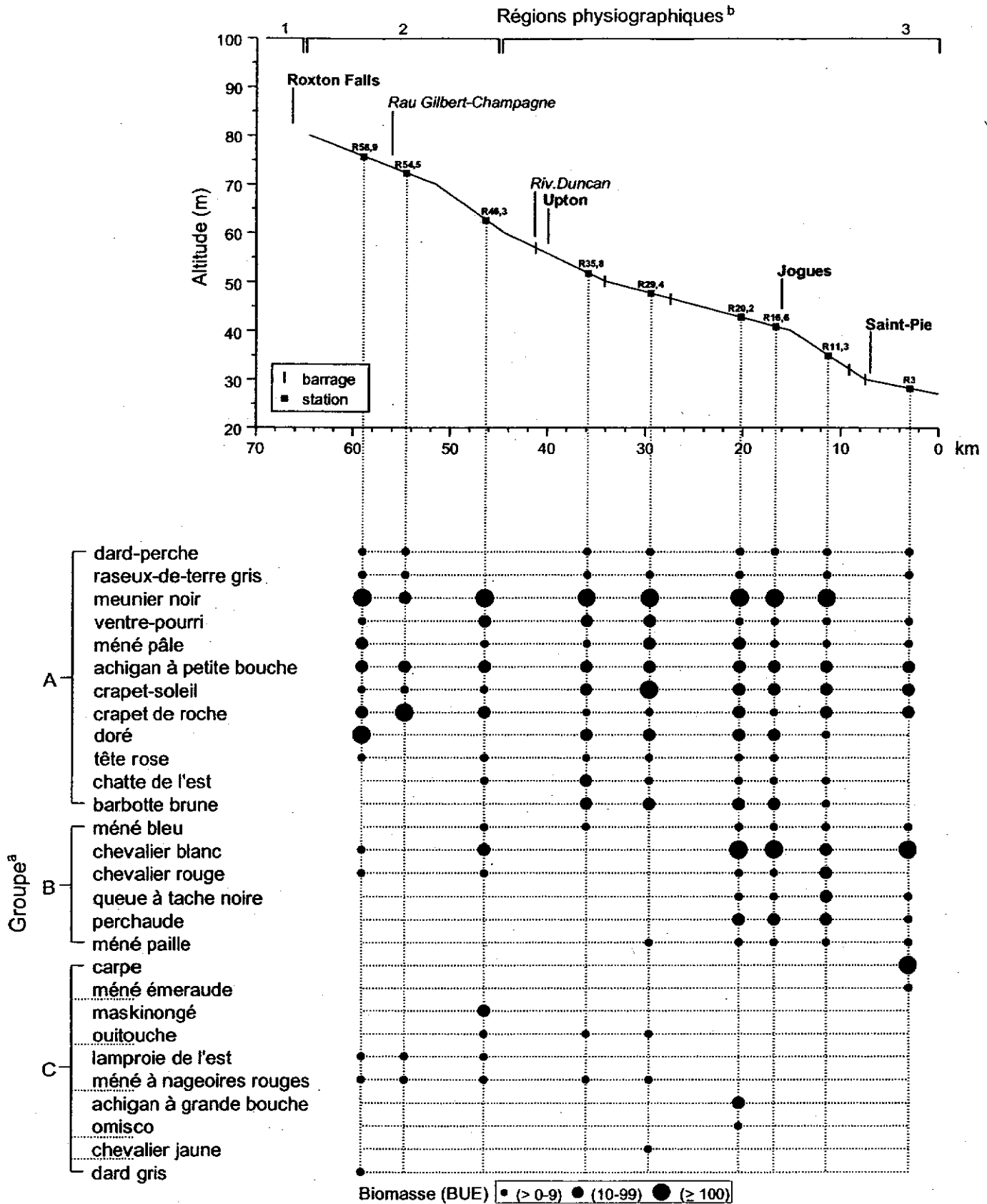


Figure 21 Répartition spatiale de la biomasse des différentes espèces de poisson de la rivière Noire (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du saint-Laurent)

de la densité observée. Les teneurs de mercure dans les meuniers noirs placent cette station parmi les plus contaminées du bassin de la rivière Yamaska (Lapierre, 1999). Adams *et al.* (1996) ont observé une diminution importante de la densité ichthyologique moyenne entre l'amont (26 PUE) et l'aval (4 PUE) d'effluents toxiques industriels sur une rivière du centre-est des États-Unis. De façon similaire, Krumholz et Minckley (1964) ont recensé, dans une rivière de Pennsylvanie, une abondance de poissons cinq fois plus élevée, onze jours après la fermeture d'une aciérie, en raison de la réduction de substances toxiques dans l'eau. La diminution de la densité à cette station n'est pas le reflet d'un transfert de la composition des communautés vers des poissons de plus grande taille, mais d'une plus faible abondance. En effet, la faible augmentation de la taille moyenne de la communauté s'accompagne d'une diminution, plutôt que d'une augmentation de la biomasse. Quant aux paramètres conventionnels de la qualité de l'eau, rien ne peut expliquer cette baisse de densité (Primeau, 1999). L'achigan à petite bouche (3,1 PUE) et le crapet de roche (2,8 PUE) qui représentent 79 % des PUE totales de la station 54,5 sont d'ailleurs présents à toutes les stations de la rivière à des densités égales ou plus faibles.

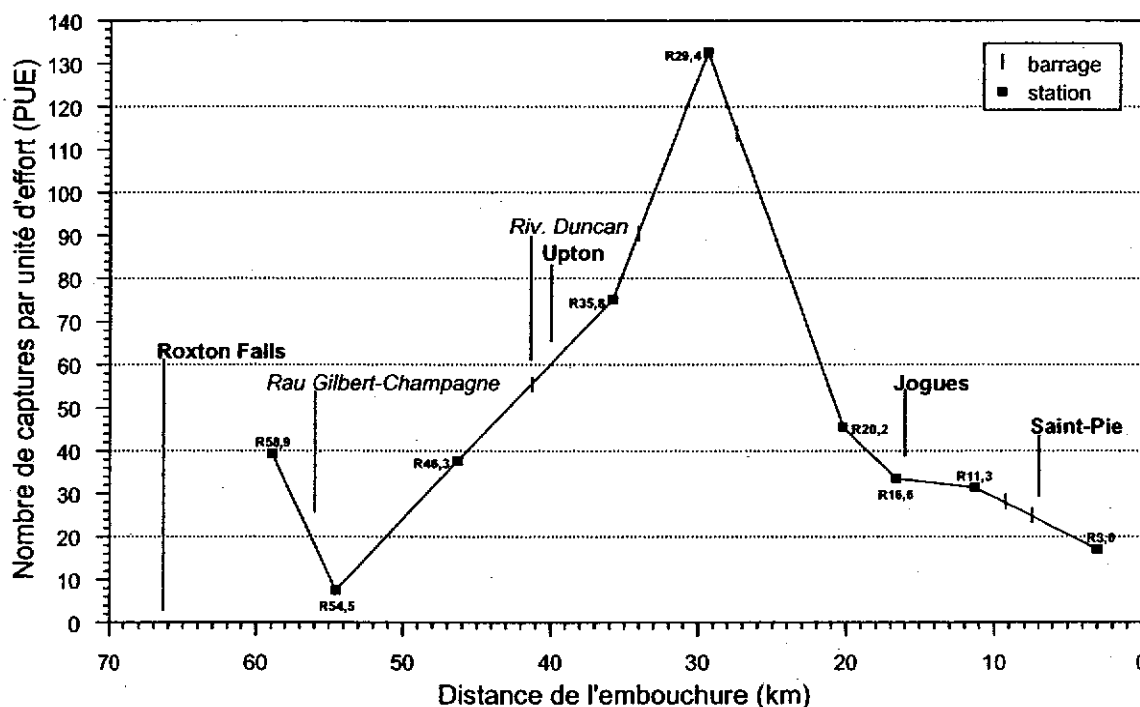


Figure 22 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Noire

La densité maximale de 133 PUE observée à la station R29,4 est presque deux fois plus élevée que la valeur maximale de 71 PUE enregistrée sur la rivière Yamaska et 2,3 fois supérieure à la valeur maximale de la rivière Chaudière (Martel et Richard, 1998), ce qui constitue un maximum parmi les rivières étudiées jusqu'à maintenant. La taille moyenne des poissons de la communauté à la station R29,4, identique aux stations en amont et en aval, et les caractéristiques d'habitat similaires pour toutes les stations (tableau 7) ne permettent pas d'expliquer la densité importante de cette station.

Les variables de la qualité de l'eau démontrent cependant une augmentation des concentrations d'azote et de phosphore à la station située en amont (R35,8), de même qu'une diminution de l'IQBP d'une qualité douteuse à mauvaise (Primeau, 1999). Cette station est située en aval de l'effluent d'eaux usées non traitées d'Upton et de la confluence de la rivière Duncan, un sous-bassin agricole important qui véhicule la pollution résiduelle urbaine et industrielle de l'effluent traité d'Acton Vale. Les concentrations de nutriments et l'IQBP demeurent inchangés à la station en aval (R29,4) (Primeau, 1999). L'intensification de l'agriculture à cette station contribue certes à cet enrichissement en éléments nutritifs. Par rapport à la station située en amont (R35,8), la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures totales (63 %) augmente de 1,4 fois et la proportion occupée par le maïs (28 %) double (Primeau *et al.*, 1999). La densité animale augmente aussi du double et atteint 1,3 U.A./ha de superficie drainée, l'élevage porcin dominant sur les autres types d'élevage (Primeau *et al.*, 1999). En aval immédiat d'Upton et de la rivière Duncan (station R35,8), le crapet-soleil (38 PUE), le ventre-pourri (10 PUE) et la chatte de l'est (8 PUE) représentent 75 % des PUE totales alors qu'à la station R29,4 ce sont le méné pâle (64 PUE), le crapet-soleil (27 PUE) et le ventre-pourri (18 unités) qui s'accaparent 82 % des PUE totales. Les mêmes espèces étaient à l'origine des pics de densité élevés observés sur la rivière Yamaska. Leur comportement grégaire (Scott et Crossman, 1973; Becker, 1983; Jenkins et Burkhead, 1994 et Rohde *et al.*, 1994) avait été mentionné comme facteur explicatif possible.

La répartition, de l'amont vers l'aval, de la densité des espèces capturées dans la rivière Noire est présentée à la figure 20. Pour l'ensemble de la rivière, le méné pâle, le crapet-soleil, le ventre-pourri et le meunier noir sont, dans l'ordre, les espèces les plus abondantes. Elles représentent respectivement 27 %, 26 %, 12 % et 8 % des captures.

Biomasse

La biomasse totale prélevée par unité d'effort (BUE) augmente de l'amont vers l'aval de la rivière Noire (figure 23). On observe effectivement une relation significative entre les BUE et la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station ($r_s = 0,90$, $p < 0,001$) (annexe 18). L'augmentation des BUE est aussi corrélée avec l'enrichissement du milieu lié à l'accroissement des concentrations de phosphore ($r_s = 0,72$, $p < 0,05$) et d'azote ($r_s = 0,82$, $p < 0,01$) (annexe 18). L'intensification des activités agricoles, urbaines et industrielles en serait le principal facteur. À la station R54,5, la biomasse ichthyologique diminue toutefois par rapport à la station située en amont (R58,9) et atteint la valeur minimale de la rivière Noire (143 BUE). Il s'agit de la seule station où une pêche à gué a été effectuée, mais tel qu'il est mentionné précédemment (voir rivière Yamaska) et comme l'ont observé plusieurs auteurs sur d'autres rivières (Larimore et Smith, 1963; Rapport *et al.*, 1985; Lenat et Crawford, 1994; Dauba *et al.*, 1997) une contamination par les substances toxiques demeure le facteur explicatif le plus vraisemblable de cette faible productivité. Le crapet de roche (104 BUE) et l'achigan à petite bouche (22 BUE) représentent respectivement 73 % et 15 % de la biomasse totale de cette station.

La répartition, de l'amont vers l'aval, de la biomasse des espèces capturées dans la rivière Noire est présentée à la figure 21. Pour l'ensemble de la rivière, le meunier noir, le chevalier blanc, le crapet-soleil et le doré comptent pour respectivement 37 %, 13 %, 10 % et 8 % de la biomasse totale prélevée par unité d'effort.

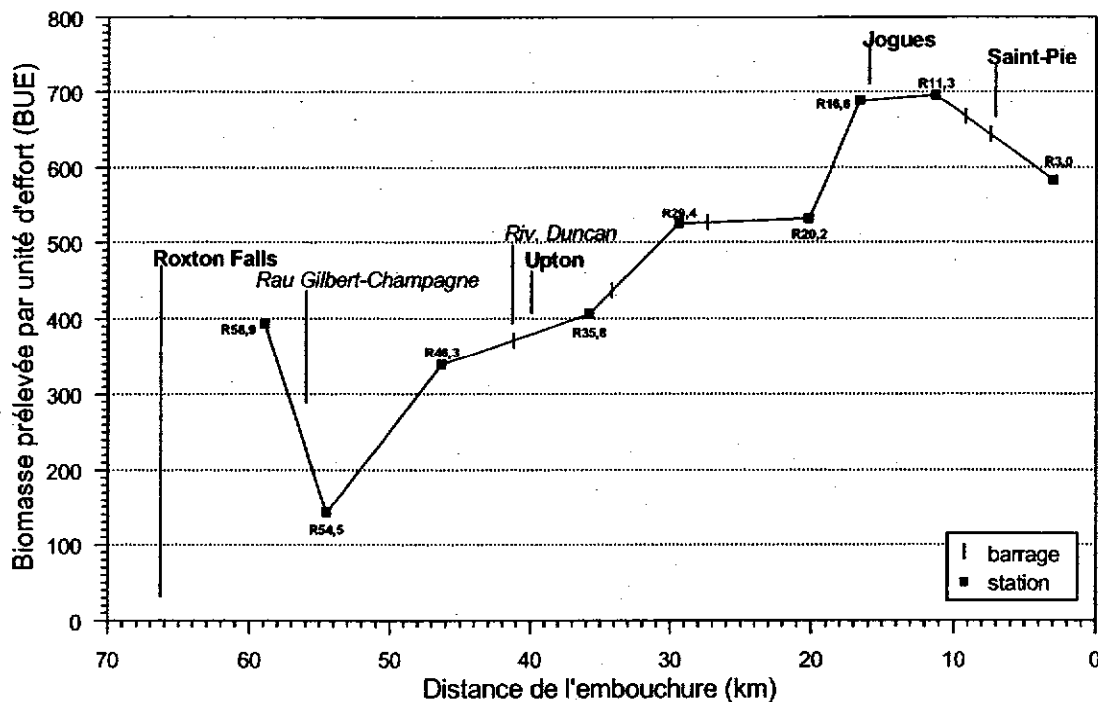


Figure 23 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Noire

Nombre d'espèces

Comme pour la rivière Yamaska, le nombre d'espèces demeure relativement constant de l'amont vers l'aval de la rivière Noire (figure 24). Au total, 28 espèces ont été recensées dans cette rivière. Si l'on exclut la station R54,5 (huit espèces), le nombre d'espèces capturées à chaque station varie entre 14 et 20. La diminution de huit espèces des stations R58,9 à R54,5 n'est pas attribuable à des caractéristiques d'habitat particulières puisque toutes les stations de la rivière Noire font partie du même groupe d'habitat (figure 18). Elle pourrait refléter l'influence de l'engin de pêche utilisé, puisqu'il s'agit de la seule station pêchée à gué. Il est fort probable, cependant, qu'un apport de pollution par le ruisseau Gilbert-Champagne situé en amont de la station R54,5 soit à l'origine de cette chute du nombre d'espèces. Plusieurs auteurs ont, en effet, observé une réduction du nombre d'espèces de poisson liée à la pollution urbaine et industrielle (Lotrich, 1973; Klein, 1979; Goldstein, 1981; Chevreuil *et al.*, 1995).

Le ruisseau Gilbert-Champagne prend sa source dans les secteurs urbain et industriel d'Acton Vale. Un déversement industriel qui aurait pu se retrouver dans le ruisseau Gilbert-Champagne a déjà été constaté (MEF, Direction générale de la Montérégie, données non publiées). De plus, le ruisseau draine le site de l'ancienne usine Canvil, contaminé par l'huile de coupe (24 000 mg/kg en huile et graisse minérales) à un niveau supérieur au critère C (Primeau *et al.*, 1999; MEF, Direction générale de la Montérégie, données non publiées). Ce niveau de contamination résiduelle persiste sous l'usine parce que la décontamination des sols a été suspendue en raison des coûts trop élevés (MEF, Direction générale de la Montérégie, données non publiées). La présence de mercure (5,6 mg/l) a été

détectée dans l'huile de coupe, mais non dans l'eau souterraine (MEF, Direction générale de la Montérégie, données non publiées). En revanche, elle a été mesurée à un niveau plus de trois fois supérieur au critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA (0,057 mg/kg) dans les meuniers noirs à la station R54,5 (Lapierre, 1999). L'amont de la rivière Noire de même que le ruisseau Gilbert-Champagne constituent des sources potentielles de contamination (Lapierre, 1999).

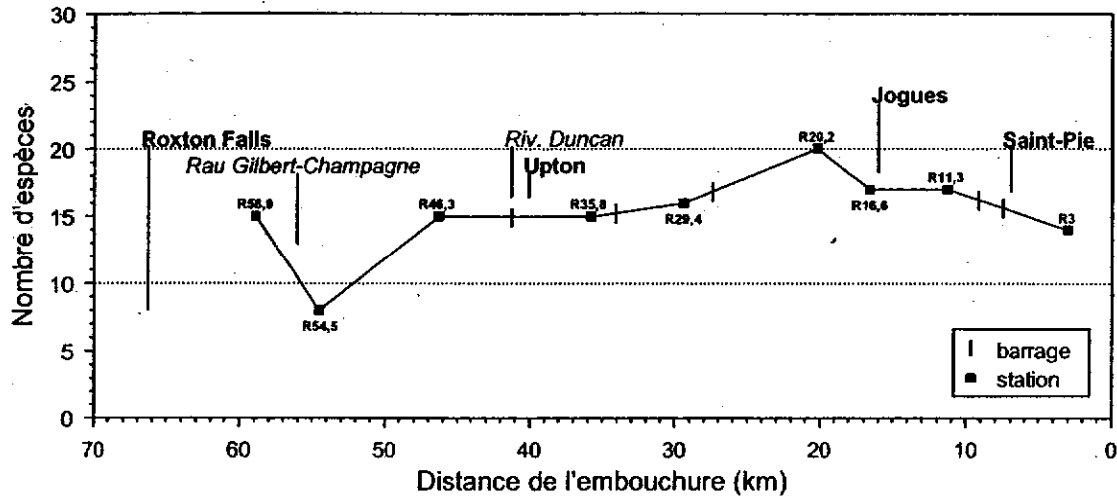


Figure 24 Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Noire

Niveau de tolérance à la pollution

Les poissons intolérants à la pollution sont représentés à toutes les stations de la rivière Noire dans des proportions variant de 1 % à 52 % (figure 25a). Leur densité relative moyenne de 23 % est comparable à celle de la rivière Châteauguay (21 %), l'une des rivières où les intolérants étaient les mieux représentés (La Violette et Richard, 1996). En aval du ruisseau Gilbert-Champagne (station R54,5), les intolérants diminuent de 49 % par rapport à la station amont (R58,9) pour atteindre 1 %, la plus faible proportion de la rivière Noire. Abondants en amont, le méné pâle et le tête rose, deux espèces intolérantes, disparaissent à la station R54,5 (figure 20 et annexe 5b). Leur réapparition à des densités élevées en aval suggère que le haut niveau de pollution, discuté précédemment, est à l'origine de cette disparition locale. Le dard gris qui a un statut d'espèce menacée au Canada depuis 1993 (Lapointe, 1997) disparaît aussi de la station R54,5, mais ne réapparaît toutefois pas aux stations suivantes. Cette espèce, très peu flexible au niveau de ses exigences d'habitat, est généralement capturée à des sites forestiers ou agricoles peu perturbés, aux berges naturelles bien préservées et aux eaux de bonne qualité (Lapointe, 1997).

Une diminution locale de 16 % de la densité relative des intolérants est observée en aval de la rivière Duncan et du rejet d'eaux usées non traitées d'Upton (station R35,8), et de 29 % à la station qui compte la proportion de superficie en culture et la densité animale les plus élevées de la rivière Noire (station R16,6) (Primeau *et al.*, 1999). Les intolérants sont représentés dans des proportions respectives de 8 % et 9 % à ces deux stations. La rivière Duncan, située en milieu agricole, reçoit les