

Direction du suivi de l'état de l'environnement

**LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE : LES COMMUNAUTÉS
ICHTHYOLOGIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU, 1996**

par

Nathalie Saint-Jacques

et

Yvon Richard

Ministère de l'Environnement
Gouvernement du Québec
Octobre 2002

Cette étude a été réalisée dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2002

Envirodoq : ENV/2002/0293
EA/2002-04

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE : LES COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU, 1996

Nathalie Saint-Jacques et Yvon Richard

Pour correspondance : Yvon Richard, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675 boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec) G1R 5V7

Saint-Jacques, N. et Y. Richard, 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0293, rapport n° EA/2002-04, 75 p. et 10 annexes.

RÉSUMÉ

Vingt-neuf stations ont été échantillonnées en 1996 sur le bassin de la rivière Saint-Maurice afin d'évaluer l'impact des pressions urbaines et industrielles sur l'intégrité biotique du milieu aquatique. Vingt-trois de ces stations étaient réparties depuis l'embouchure de la rivière Saint-Maurice jusqu'à La Tuque, alors que les autres se situaient sur la rivière Shawinigan, un important tributaire du Saint-Maurice.

Pour ces deux rivières, l'intégrité a été examinée par le biais des communautés piscicoles, dont la structure et les caractéristiques permettent d'estimer le degré de dégradation d'un milieu. Dans la rivière Saint-Maurice, les résultats obtenus indiquent une dégradation particulièrement notable du milieu à proximité de La Tuque. Les stations 164,5 et 158 situées en aval de la ville sont les plus dégradées de la rivière. À ces stations, la proportion des cyprinidés insectivores est faible et les poissons affichent un taux d'anomalies externes (DELT) variant entre 10 % à 18 %, signe de la mauvaise santé des communautés. Les rejets de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. pourraient être mis en cause. Selon les résultats compilés, l'effet des rejets se limite à l'intérieur d'une zone d'environ 30 km vers l'aval, après quoi on assiste à une récupération graduelle de l'écosystème sur environ 40 km. À partir de Saint-Rock-de-Mékinac, la santé des poissons se détériore de nouveau sur plusieurs kilomètres ($2\% \geq \text{DELT} \leq 5\%$) et la proportion des omnivores augmente jusqu'à l'embouchure de la rivière, au détriment des cyprinidés insectivores. Toutefois, et même pour le secteur très industrialisé de Grand-Mère et de Shawinigan, l'intégrité maintient une cote variant de moyenne à bonne jusqu'à la confluence de la rivière avec le fleuve Saint-Laurent. Globalement, sur les 170,6 km de rivière étudiés, l'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice est cotée bonne sur 43 km (25,2 %), moyenne sur 89,6 km (52,5 %) et faible sur 38 km (22,3 %).

La rivière Shawinigan affiche pour sa part une intégrité biotique cotée bonne sur 8,4 km (34,6 %), moyenne sur 15,2 km (62,6 %) et faible sur 0,7 km (2,8 %). Les stations S1,2 et S0,2 situées en aval de Shawinigan sont les plus problématiques. À ces stations, l'indice d'intégrité biotique (IIB) atteint une cote respective de 39 et 36 unités, et l'intégrité du milieu passe de la cote moyenne à faible. La baisse de l'intégrité à ces stations va de pair avec la qualité de l'eau médiocre du

secteur. À cet endroit, la pollution d'origine chimique et organique (phosphore total, DBO₅, BPC, HAP, dioxines et furannes, acides gras et résiniques) représente une menace certaine pour la santé des organismes, et ce, particulièrement à la station S0,2 où le taux d'anomalies chez les poissons est de 10 %.

Mots clés : rivière Saint-Maurice, indice d'intégrité biotique (IIB), communautés ichthyologiques, habitat, densité, biomasse, richesse spécifique, taille, tolérance à la pollution, niveau trophique, anomalies externes (DELTA), indice de *Well Being* (IWB), pollution.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	3
Table des matières	4
Liste des tableaux	5
Liste des figures	5
Liste des annexes	8
INTRODUCTION	8
AIRE D'ÉTUDE	10
MATÉRIEL ET MÉTHODES	11
Échantillonnage.....	11
Traitement des données.....	13
COMMUNAUTÉS ICTHYOLOGIQUES DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE	20
Résultats et discussion.....	20
Habitats et associations ichthyologiques.....	20
Densité.....	24
Biomasse.....	27
Nombre d'espèces.....	30
Niveau de tolérance à la pollution.....	31
Niveaux trophiques.....	31
Anomalies externes.....	32
Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm).....	39
Indice d'intégrité biotique (IIB).....	40
COMMUNAUTÉS ICTHYOLOGIQUES DE LA RIVIÈRE SHAWINIGAN	44
Aire d'étude.....	44
Résultats et discussion.....	44
Habitats et associations ichthyologiques.....	44
Densité.....	48
Biomasse.....	48
Nombre d'espèces.....	50

Niveau de tolérance à la pollution.....	50
Niveaux trophiques.....	51
Anomalies externes	53
Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm).....	55
Indice d'intégrité biotique (IIB).....	55
SYNTHÈSE ET CONCLUSION	59
REMERCIEMENTS	62
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	62
ANNEXES	

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Niveau de tolérance à la pollution et niveau trophique des espèces capturées sur le bassin de la rivière Saint-Maurice (Tiré de Plafkin <i>et al.</i> 1989).....	14
Tableau 2	Codification de certaines variables utilisées pour l'analyse des habitats ichthyologiques.....	15
Tableau 3	Critères et cotes associés à chacune des variables utilisées pour former l'indice d'intégrité biotique à partir des caractéristiques des communautés ichthyologiques (adapté de Karr, 1991).....	20
Tableau 4	Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Maurice.....	23
Tableau 5	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice	40
Tableau 6	Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Shawinigan.....	45
Tableau 7	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Shawinigan	58

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Emplacement des stations d'étude des communautés ichthyologiques dans le bassin de la rivière Saint-Maurice	12
----------	---	----

Figure 2	Ordination des stations de la rivière Saint-Maurice basée sur une analyse en coordonnées principales, où les stations les plus rapprochées ont des caractéristiques d'habitats similaires. Une chaîne de liens primaires a été superposée afin de préciser la similarité entre les stations () : % de la variance expliquée.....	22
Figure 3	Ordination des stations de la rivière Saint-Maurice basée sur une analyse en coordonnées principales, où les stations les plus rapprochées ont une composition ichthyologique similaire. Une chaîne de liens primaires a été superposée afin de préciser la similarité entre les stations () : % de la variance expliquée.....	22
Figure 4	Relations entre les valeurs propres des axes principaux obtenus à l'aide des analyses en coordonnées principales basées sur les caractéristiques de l'habitat et des communautés ichthyologiques. Les limites de l'intervalle de confiance à 95% sont présentées en ligne pointillée	24
Figure 5	Distribution spatiale des densités des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice (¹ groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)	25
Figure 6	Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice (¹ groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)	26
Figure 7	Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Saint-Maurice ...	28
Figure 8	Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Saint-Maurice	28
Figure 9	Variation spatiale du nombre d'espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice	33
Figure 10	Variation de la densité relative des poissons de la rivière Saint-Maurice en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique .	33
Figure 11	Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Saint-Maurice affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs.....	34
Figure 12	Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Saint-Maurice affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs.....	36
Figure 13	Relation entre la taille moyenne de la communauté ichthyologique à chacune des stations de la rivière Saint-Maurice et le pourcentage	

	d'anomalies de type « DELT ». Les limites de l'intervalle de confiance (-----) établies à 95% sont présentées.	37
Figure 14	Pourcentage de la communauté ichtyologique de chaque station de la rivière Saint-Maurice affectée par différents types d'anomalies externes.....	38
Figure 15	Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié de la rivière Saint-Maurice.....	39
Figure 16	Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Saint-Maurice	41
Figure 17	Groupements des stations de la rivière Shawinigan selon leurs caractéristiques d'habitats ichtyologiques	44
Figure 18	Groupement des stations de la rivière Shawinigan selon la composition de leurs communautés ichtyologiques.....	45
Figure 19	Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan (1 groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)	46
Figure 20	Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan (1 groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)	47
Figure 21	Variation spatiale de la densité ichtyologique de la rivière Shawinigan	49
Figure 22	Variation spatiale de la biomasse ichtyologique de la rivière Shawinigan ...	49
Figure 23	Variation spatiale du nombre d'espèces de poissons de la rivière Shawinigan	52
Figure 24	Variation de la densité relative des poissons de la rivière Shawinigan en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique .	52
Figure 25	Pourcentage de la communauté ichtyologique de la rivière Shawinigan affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs.....	54
Figure 26	Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Shawinigan affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs.....	54
Figure 27	Pourcentage de la communauté ichtyologique de chaque station de la rivière Shawinigan affectée par différents types d'anomalies externes.....	56

Figure 28	Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié de la rivière Shawinigan.....	57
Figure 29	Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Shawinigan	58

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Localisation des stations et dates d'échantillonnage des poissons
Annexe 2a	Schéma de l'embarcation de pêche électrique (1995)
Annexe 2b	Schéma de l'embarcation de pêche électrique à gué (1995)
Annexe 3	Liste des anomalies externes chez les poissons (adapté de OHIO EPA, 1987c)
Annexe 4	Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice
Annexe 5	Biomasse totale (g) et biomasse par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice
Annexe 6	Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan
Annexe 7	Biomasse totale (g) et biomasse par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan
Annexe 8	Variation spatiale de la taille moyenne de la communauté ichthyologique de la rivière Saint-Maurice. Les barres indiquent les erreurs types associées à chacune de moyennes
Annexe 9	Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Saint-Maurice affectée par différents types d'anomalies externes
Annexe 10	Variation spatiale de l'indice Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) global normalisé (IBGN) (a) de la rivière Saint-Maurice (b) de la rivière Shawinigan

INTRODUCTION

La pollution produite par les activités urbaines, industrielles et agricoles exerce des pressions considérables sur les écosystèmes aquatiques, 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). Pour vérifier jusqu'à quel point les activités humaines peuvent porter préjudice à la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes, il faut obligatoirement effectuer des mesures au niveau de l'organisation du vivant (Sheehan *et al.*, 1984).

Les organismes intègrent différents types et degrés d'impacts environnementaux qui se produisent sur une variété d'échelles spatiales et temporelles (Karr *et al.*, 1986; Yoder et Rankin, 1995). Ils permettent d'obtenir un portrait beaucoup plus précis de l'intégrité d'un écosystème que l'analyse chimique de la colonne d'eau (Yoder et Rankin, 1995). La surveillance basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de juger de 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, ou les effets synergiques, additifs et antagonistes de différents polluants. C'est pourquoi il est important d'évaluer l'état de santé des organismes présents dans le milieu (Cairns et Dickson, 1971; Gammon, 1980; Ohio EPA, 1987a; Oberdoff et Hugues, 1992).

Ainsi depuis 1989, pour évaluer l'état des principales rivières du Québec, le ministère de l'Environnement tend de plus en plus vers une approche écosystémique en analysant à la fois la qualité physico-chimique des eaux et leur intégrité biotique par l'étude des caractéristiques des communautés benthiques et piscicoles propres à ces systèmes. Jusqu'à présent, treize rivières ont fait l'objet d'un tel suivi : L'Assomption, l'Achigan, Saint-Esprit et Ouareau (Richard, 1994), Saint-François et Magog (Richard, 1996), Châteauguay et Trout (La Violette et Richard, 1996), Chaudière (Martel et Richard, 1998), Richelieu (Saint-Jacques, 1998), Yamaska, Yamaska Nord, Yamaska Sud-Est et la Noire (La Violette, 1999).

Le bassin de la rivière Saint-Maurice, qui fait l'objet du présent rapport, correspond donc au quatorzième bassin pour lequel un suivi de son intégrité biotique a été préparé. L'étude vise plus particulièrement à caractériser l'état de santé des communautés piscicoles de cet important tributaire du fleuve Saint-Laurent ainsi que celui des communautés de la rivière Shawinigan.

Les objectifs spécifiques sont les suivants :

1. dresser un premier portrait de l'état des communautés ichthyologiques par l'analyse spatiale de paramètres liés à la communauté : densité, biomasse, relations habitats et structure des communautés, nombre d'espèces, composition trophique, degré de tolérance à la pollution et fréquence des anomalies;
2. tracer une ligne de référence de l'amont vers l'aval sur l'état de santé de ces écosystèmes fluviaux à l'aide de l'indice d'intégrité biotique (IIB) élaboré par Karr (1981) et adapté par Richard (1994; 1996) au contexte québécois.

Il s'agit d'une première étape, car pour tous ces tronçons des mesures d'assainissement industriel et urbain ou de restauration des habitats sont en cours ou ont déjà été réalisées. Des études ultérieures sur l'état des communautés piscicoles devraient permettre de vérifier le degré de récupération de ces écosystèmes en comparaison avec la ligne de référence générée par l'IIB et

voir si ces actions vont vers le développement durable. En effet, la pérennité des écosystèmes fluviaux, impérative au développement durable, ne pourra être assurée que si elle passe d'abord par un retour à des communautés biologiques diversifiées, équilibrées, et en santé, seuls véritables témoins de l'état de leur milieu.

De plus, ce rapport dresse un premier portrait de la biodiversité ichthyologique de ces rivières et s'inscrit dans les actions du ministère de l'Environnement à la suite de la signature de la Convention internationale sur la diversité biologique présentée au Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, à laquelle le gouvernement du Québec a adhéré (MEF, 1996).

AIRE D'ÉTUDE

L'ensemble de l'information présentée dans cette section est tiré de Laflamme (1995) et Pelletier (2002a).

La rivière Saint-Maurice prend sa source dans le réservoir Gouin situé à mi-chemin entre l'Abitibi et le lac Saint-Jean. Elle s'écoule en direction sud-est jusqu'à La Tuque pour prendre, par la suite, la direction sud jusqu'à son point de rejet dans le fleuve Saint-Laurent, localisé à Trois-Rivières. Elle traverse ainsi deux régions naturelles, soit les basses-terres du Saint-Laurent et le Bouclier canadien. Ce dernier constitue la plus grande partie du bassin, soit environ 98 %.

La rivière, d'une longueur d'environ 395 km, draine un bassin versant d'une superficie de 43 250 km². Les fortes dénivellations naturelles du bassin ont permis l'installation de sept barrages hydroélectriques. Quatre de ces barrages pourraient avoir un impact sur la communauté ichthyologique de la présente étude qui porte sur les 171 km de rivière situés entre La Tuque et Trois-Rivières : les centrales de La Tuque, Shawinigan, Grand-Mère et La Gabelle.

La forêt couvre environ 85 % de la superficie du bassin de drainage de la rivière Saint-Maurice, ce qui lui confère une vocation nettement forestière. L'importance de la forêt, combinée à la multitude de lacs et rivières couvrant 5 % à 10 % du territoire, constitue un atout majeur pour le développement récréotouristique de ce bassin. L'activité agricole, quant à elle, n'est que très marginale, occupant moins de 0,2 % du territoire.

En 1996, près de 83 978 habitants étaient répartis dans les 19 municipalités situées, pour la grande majorité, dans la partie sud du territoire. Les principales concentrations démographiques sont les municipalités de Shawinigan (20 723 habitants), Grand-Mère (14 841 habitants), Shawinigan-Sud (12 038 habitants) et La Tuque (13 211 habitants). Au moment de l'étude, 82 % de la population était reliée à un réseau d'égout. De cette proportion, près de 68 % était raccordée à une station d'épuration.

En 1996, 14 établissements industriels ont été retenus pour effectuer des interventions d'assainissement. Les principaux secteurs d'activité de ces établissements sont les pâtes et papiers, l'agroalimentaire, la chimie et la métallurgie. Le secteur des pâtes et papiers est le secteur industriel le plus polluant du bassin (Laflamme, 1995; Pelletier, 2002a).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Vingt-neuf stations se trouvent sur le bassin du Saint-Maurice, soit 23 sur la rivière Saint-Maurice et 6 sur la rivière Shawinigan. L'échantillonnage mis sur pied pour évaluer la structure et l'état de santé des communautés piscicoles a été effectué une seule fois entre la mi-août et la fin de septembre 1996. La localisation des stations des rivières Saint-Maurice et Shawinigan apparaît à la figure 1. Les coordonnées géographiques ainsi que les dates d'échantillonnage de chacune des stations se trouvent à l'annexe 1.

Deux critères ont déterminé la sélection des sites d'échantillonnage : la localisation des sources ponctuelles de pollution et la nature physique du milieu selon l'habitat faunique. Certaines stations situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution servaient de stations témoins. D'autres stations localisées en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations, réparties de façon équidistante le long du tronçon fluvial, permettaient d'évaluer l'importance des sources diffuses de pollution et la distance requise pour la récupération de l'intégrité biotique de l'écosystème. Dans la mesure du possible, l'ensemble des stations se trouvait dans des habitats comparables quant à la vitesse du courant et la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques physiques du milieu remplie lors de l'échantillonnage permettait de vérifier ultérieurement si cette condition était respectée et d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

L'échantillonnage des poissons a été effectué par embarcation à 22 des 23 stations de la rivière Saint-Maurice et à une (station 0,2) des 6 stations de la rivière Shawinigan (annexe 1). Les autres stations ont été échantillonnées à gué en raison de la configuration physique du milieu qui empêchait l'accès à la rivière par embarcation. L'embarcation était munie d'un engin de pêche électrique de marque Smith-Root (modèle 2,5 GPP) alimenté par une génératrice de 5 HP d'une capacité de 2 500 watts. Le système réglé à 60 pulsations par seconde et d'une capacité de 120 volts générait entre 5 et 7,5 ampères selon la condition du milieu. La génératrice utilisée pour la pêche à gué était la même que pour la pêche en embarcation, mais le système produisait entre 1,5 et 7 ampères. Un schéma détaillé des appareils de pêche apparaît aux annexes 2a et 2b.

Pour la pêche en embarcation, tous les poissons étaient capturés en parcourant les deux rives sur une longueur de 500 ou 750 m. Pour les stations de pêche à gué, la pêche se faisait habituellement sur une seule rive pour un segment de rivière d'une longueur de 50 ou 70 m (annexe 1). Quelle que soit la méthode employée, tous les poissons présents dans le champ électrique étaient capturés à l'aide d'une épuisette munie d'un filet de 16 mm et 12 mm d'ouverture de maille (maille étirée). La Violette (1999) présente les avantages et les limites de ces deux méthodes de pêche.

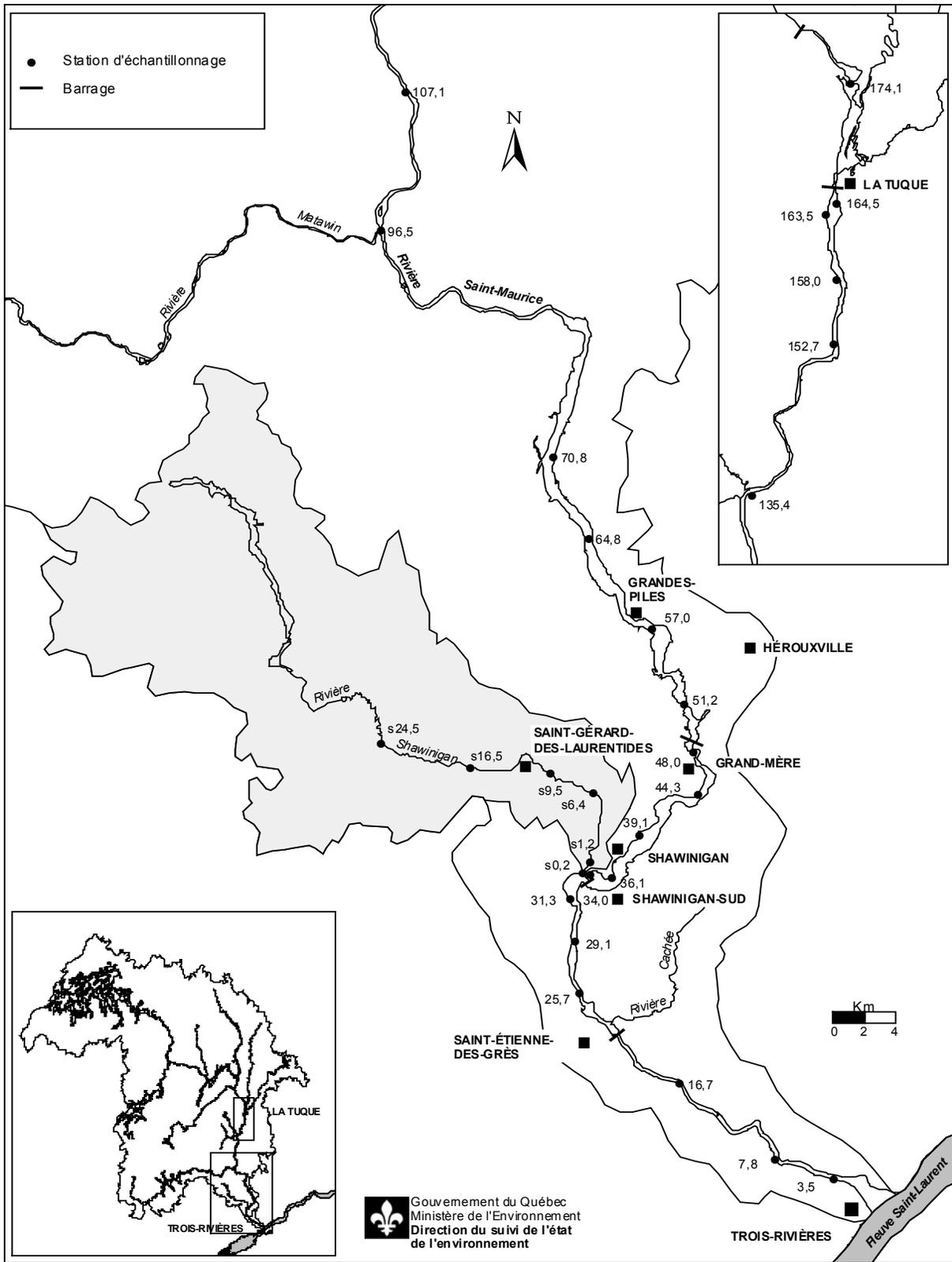


Figure 1 Emplacement des stations d'étude des communautés ichthyologiques dans le bassin de la rivière Saint-Maurice

Les spécimens capturés étaient transportés dans des glacières jusqu'au laboratoire où le dénombrement et l'identification des espèces avaient lieu. Seuls les cyprinidés ainsi que les petits individus (< 50 mm) de certaines espèces difficilement identifiables (ex. : dard, chevalier, meunier, lamproie) ont été conservés dans une solution de formaldéhyde 10 % tamponnée avant leur transport au laboratoire. L'identification des espèces a été faite à partir des clés taxonomiques de Scott et Crossman (1973), de Legendre (1960) et d'une clé non publiée sur les ammocètes (Claude Renaud, Musée canadien de la nature). La clé d'identification de Scott et Crossman (1973), celle de Chapleau (1980) et les critères de Page et Burr (1991) ont servi à identifier les raseux-de-terre gris (voir aussi La Violette, 1999). La biomasse totale par espèce était déterminée à l'aide d'une balance Mettler P 3 600 ou d'une balance à ressort de marque Detecto d'une capacité de 27 kg. La liste des espèces capturées apparaît au tableau 1, et leur degré de tolérance à la pollution de même que leur niveau trophique y sont précisés. Les noms scientifiques ont été tirés de Robins *et al.*, (1991), alors que Scott et Crossman (1973) ont servi de référence pour les noms vernaculaires, exception faite des suceurs qui portent maintenant le nom de « chevaliers » (MEF, 1998b).

À chaque station et pour chacune des espèces, un maximum de 20 individus, représentatifs de chacune des classes de tailles étaient mesurés (longueur à la fourche) et examinés pour dénombrer les anomalies externes énumérées à l'annexe 3. 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 au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies.

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 du suivi de l'état de l'environnement du ministère de l'Environnement.

Traitement des données

Les variables retenues pour caractériser les habitats ichtyologiques et définir les secteurs homogènes sont : la largeur de la rivière (Schlosser, 1991); la profondeur maximale (Aadland, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); l'altitude (Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988); la pente (Huet, 1959; Hocutt et Stauffer, 1975); la vitesse du courant (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Pusey *et al.*, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); la transparence de l'eau (Matthews, 1985); le type de substrat dominant (Gorman et Karr, 1978; Rabeni et Jacobson, 1993); l'hétérogénéité du substrat (Paller, 1994); et la densité des macrophytes (Huet, 1959; Matthews, 1985). L'unité de mesure des trois premières variables est le mètre. La pente est exprimée en mètres par kilomètre. La vitesse du courant, la transparence, le substrat dominant et la densité des macrophytes sont des variables qualitatives mais qui présentent une gradation. Elles ont été codifiées avant d'être traitées, et elles ont pu ainsi être considérées comme variables semi-quantitatives (tableau 2). L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon (Gorman et Karr, 1978; Smith, 1990; Paller, 1994) appliqué sur les pourcentages de chacun des types de substrats retrouvés à chaque station (argile-limon, sable, gravier, galet, bloc, roc).

Tableau 1 Niveau de tolérance à la pollution et niveau trophique des espèces capturées sur le bassin de la rivière Saint-Maurice (Tiré de Plafkin *et al.* 1989).

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ¹
Catostomidae			
<i>Catostomus catostomus</i>	meunier rouge	intermédiaire	insectivore
<i>Catostomus commersoni</i>	meunier noir	tolérant	omnivore
<i>Moxostoma anisurum</i>	chevalier blanc	intermédiaire	insectivore
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	chevalier rouge	intermédiaire	insectivore
Centrarchidae			
<i>Ambloplites rupestris</i>	crapet de roche	intermédiaire	insectivore/piscivore ⁹⁻¹⁰⁻¹¹⁻¹²
<i>Lepomis gibbosus</i>	crapet-soleil	intermédiaire	insectivore
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche	intermédiaire	piscivore
Cottidae			
<i>Cottus bairdi</i>	chabot tacheté	intermédiaire	insectivore
Cyprinidae			
<i>Luxilus cornutus</i>	méné à nageoires rouges	intermédiaire	insectivore
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	chatte de l'est	tolérant	omnivore
<i>Notropis atherinoides</i>	méné émeraude	intermédiaire	insectivore
<i>Notropis hudsonius</i>	queue à tache noire	intermédiaire	insectivore
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides	intermédiaire	insectivore
<i>Semotilus atromaculatus</i>	mulet à cornes	tolérant	omnivore
<i>Semotilus corporalis</i>	ouitouche	intermédiaire ⁷⁻⁸	omnivore
Cyprinodontidae			
<i>Fundulus diaphanus</i>	fondule barré	tolérant	insectivore
Esocidae			
<i>Esox lucius</i>	grand brochet	intermédiaire	piscivore
Ictaluridae			
<i>Ameiurus nebulosus</i>	barbotte brune	tolérant	insectivore
Percidae			
<i>Etheostoma olmstedii</i>	raseux-de-terre gris	tolérant ²⁻³	insectivore ⁴
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	intermédiaire	insectivore/piscivore ⁹⁻¹⁰⁻¹³⁻¹⁴⁻¹⁵⁻¹⁶
<i>Percina caprodes</i>	dard-perche	intermédiaire	insectivore
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré	intermédiaire	piscivore
Percopsidae			
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	omisco	intermédiaire	insectivore
Petromyzontidae			
<i>Lampetra appendix</i>	lamproie de l'est	intolérant ⁵	filtreur ⁶

¹ âge adulte⁴ Tel que revu par Goodchill (1993)⁷ Hall *et al.* (1994)¹⁰ Karr *et al.* (1986)¹³ Scott et Crossman (1973)¹⁶ Keast et Webb (1966)² Tsai (1972)⁵ Lyons (1992)⁸ Scott et Hall (1997)¹¹ Latour *et al.* (1980)¹⁴ Fortin et Magnin (1972)³ Goodchild (1993)⁶ Hlohowskyj *et al.* (1989)⁹ Keast (1985)¹² Probst *et al.* (1984)¹⁵ Tharratt (1959)

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

Variables	Codification et description			
	1	2	3	4
Vitesse du courant	nulle	lente	modérée	rapide
Transparence	faible	moyenne	élevée	-
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	bloc-galet	roc
Densité des macrophytes	nulle	faible	modérée	abondante

Pour la rivière Saint-Maurice, une analyse en coordonnées principales (PCoA) a été faite sur les données d'habitat afin de regrouper les stations ayant des caractéristiques d'habitat similaires dans un espace bidimensionnel réduit (ordination) (logiciel NTSYS; Rohlf, 1994). Cette méthode d'analyse multivariée a été utilisée afin d'obtenir une matrice de distance, nécessaire pour déterminer si une relation existe entre les caractéristiques de l'habitat et la composition ichthyologique observée à chacune des stations.

À la suite d'un examen des distributions, les données d'habitat continues (largeur, altitude, pente, profondeur, hétérogénéité du substrat) utilisées dans l'analyse en coordonnées principales ont d'abord subi une transformation logarithmique pour améliorer la normalité des données (critère de base pour la majorité des tests statistiques), puis elles ont été standardisées. La standardisation permet d'éviter qu'une variable ait plus d'influence qu'une autre pour la simple raison que sa moyenne atteint des valeurs plus élevées (Manly, 1990). Le coefficient d'association sélectionné était la distance euclidienne pour les données centrées réduites. Une chaîne de liens primaires a ensuite été superposée à l'ordination afin de dégager les stations dotées de caractéristiques similaires. Finalement, les valeurs propres des deux axes de l'ordination ont été corrélées avec chacune des variables de l'habitat, afin de déterminer quel facteur du milieu explique l'ensemble de la variance associée aux résultats.

En raison du nombre restreint de stations sur la rivière Shawinigan, une simple analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a été retenue pour dissocier les stations se distinguant par des habitats différents (Legendre et Legendre, 1983). Le coefficient d'association sélectionné (distance euclidienne) a été calculé à partir des données centrées réduites (SAS INSTITUTE INC., 1990). Les données continues d'habitat ont d'abord subi une transformation logarithmique, suivie d'une standardisation. La variable « profondeur maximale » n'a pas été incluse dans ces analyses, puisqu'elle n'a pu être évaluée de façon précise pour l'ensemble des stations.

À partir des données de présence-absence de chacune des espèces de poissons recueillies dans la rivière Saint-Maurice, une analyse en coordonnée principale a ensuite été effectuée pour dégager les stations qui, cette fois, avaient une composition ichthyologique similaire. Tel qu'il est suggéré par Jackson *et al.* (1989), le coefficient d'association sectionné était le PHI, coefficient

généralement utilisé pour le traitement de données binaires. Une chaîne de liens primaires a ensuite été superposée à l'ordination obtenue pour faciliter l'interprétation des résultats. Les valeurs propres des deux axes de l'ordination ont finalement été corrélées avec chacune des variables de l'habitat, afin de déterminer si certaines de ces variables ont une influence prépondérante sur la composition des espèces aux diverses stations d'échantillonnage. Une analyse de groupement à liens hiérarchiques complets a aussi été faite à l'aide du progiciel R (Legendre et Vaudor, 1991) pour vérifier la robustesse de l'analyse en coordonnée principale. Le degré de similarité entre les stations a été calculé avec le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24} ; Legendre et Legendre, 1983). Les principaux groupes obtenus avec cette analyse de groupement ont été superposés à l'ordination de l'analyse en coordonnée principale à l'aide de symboles (cercles ouverts, fermés et triangles).

Seule la technique de groupements par agglomération hiérarchique à liens complets (décrite ci-dessus) a été retenue pour l'analyse des communautés de la rivière Shawinigan. Tel qu'il a été mentionné précédemment, le nombre de stations sur cette rivière ne permettait par l'application de l'analyse en coordonnées principales.

L'influence des caractéristiques de l'habitat sur la composition des espèces de poissons n'a été déterminée sur une base statistique que pour la rivière Saint-Maurice. En effet, ce genre de comparaison faite à l'aide du test de Mantel (Manly, 1990) nécessite la formation de deux matrices de distance (exemple : une matrice mesurant la similarité des stations en fonction des caractéristiques de leur habitat et une matrice mesurant la similarité des stations établie en fonction de la composition ichthyologique), telles que celles implicitement obtenues lors des analyses en coordonnées principales appliquées à la rivière Saint-Maurice. Le test compare donc, selon une procédure aléatoire à répétition et à l'aide de la distance euclidienne, les deux matrices et établit si, dans le cas présent, les caractéristiques physiques du milieu ont une influence déterminante sur la composition des communautés piscicoles.

L'abondance des poissons aux sites échantillonnés a été exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE) (annexes 4 et 5, rivière Saint-Maurice; annexes 6 et 7, rivière Shawinigan). 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.

À chaque station et pour chacune des espèces recueillies dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan, le nombre de poissons atteints par des anomalies externes a ensuite été calculé en multipliant la proportion des individus affectés de l'échantillon par le nombre total d'individus capturés. La somme des valeurs obtenues par espèce divisée par le nombre total de poissons capturés à la station, multiplié par 100, donne le pourcentage de la communauté affectée à chaque station.

Dans les milieux dégradés, la fréquence des anomalies externes tend à augmenter avec l'âge et la taille (longueur) des poissons (Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Saint-Jacques, 1998, Sanders *et al.*, 1999). Une relation a donc été établie entre la taille moyenne de la communauté à chaque station et le pourcentage d'anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des

nageoires, lésions et tumeurs). Cette relation a permis de déterminer quelles stations présentaient des proportions d'anomalies supérieures à ce qui pourrait être prédit d'après la taille des organismes, indication d'un milieu très dégradé.

La longueur moyenne de la communauté ichthyologique à chaque station (\bar{L}) a été 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;

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

Il faut noter que la relation « taille vs % DELT » n'a pas été établie pour la rivière Shawinigan étant donné le manque de puissance statistique ($n = 6$).

Deux indices ont été utilisés pour caractériser la santé de l'écosystème aquatique : l'indice de *Well Being* (IWB) et l'indice d'intégrité biotique (IIB).

L'indice de *Well Being*, élaboré par Gammon (1980), évalue 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 :

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

où n = nombre total d'individus 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 d'individus capturés par unité d'effort pour l'espèce i à chaque station;

b_i = biomasse prélevée par unité d'effort pour l'espèce i à chaque station.

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, 1987b). 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 ; H'_b). En milieux pollués, cette modification augmente la sensibilité de l'indice, puisque la valeur enregistrée est d'autant plus basse qu'il y a une forte dominance des espèces tolérantes. L'IWBm serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à la qualité de l'habitat

(Ohio EPA, 1987b). Il est basé sur la prémisse que les secteurs de rivière les moins affectés par la pollution supportent une plus grande abondance et une plus grande variété de poissons que les secteurs fortement affectés.

Selon l'Ohio EPA (1987b), la différence entre les deux indices (IWB-IWBm) serait une indication directe du degré d'altération des communautés ichthyologiques. La différence prend une valeur inférieure ou égale à 0,5 en milieux relativement naturels et une valeur supérieure à 1 en milieux dégradés (Ohio EPA, 1987b). Les résultats obtenus pour les rivières L'Assomption, Saint-Esprit, Saint-François, Magog (Richard, 1994; 1996), Châteauguay (La Violette et Richard, 1996) et Richelieu (Saint-Jacques, 1998) appuient cette observation.

L'application de cet indice nécessite toutefois 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) a été tirée en grande partie de Plafkin *et al.* (1989). Le raseux-de-terre gris, la lamproie de l'est et la ouitouche, pour lesquels l'information n'était pas disponible, ont été classifiés à partir d'autres références (voir tableau 1). Le crapet de roche et la perchaude sont classés comme insectivores/piscivores, puisque leur niveau trophique peut changer au cours de leur développement ou de la nourriture disponible. Dans le traitement des données, ils seront considérés comme des insectivores. Seuls les piscivores stricts à l'âge adulte seront considérés comme tels.

Le deuxième indice, basé sur l'assemblage des communautés piscicoles, est l'indice d'intégrité biotique (IIB) initialement développé par Karr et largement appliqué dans le contexte des activités de suivi biologique (Fausch *et al.*, 1984; Angermeier et Karr, 1984; Karr *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Karr, 1987; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramlett et Fausch, 1991; Karr, 1991; Adams *et al.*, 1993; Allan *et al.*, 1997). Plusieurs études ont démontré que la variabilité interannuelle de l'IIB, aux stations où les conditions environnementales sont demeurées à peu près stables, est relativement faible (< 10%), ce qui prouve 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).

L'intégrité biotique est définie comme étant la capacité d'un écosystème à soutenir et à maintenir une communauté d'organismes en équilibre, 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 de peu de soutien externe pour perdurer (Karr *et al.*, 1986).

Pour calculer cet indice, Karr (1981) intègre douze variables qui évaluent différentes facettes de la structure des communautés (voir aussi Karr *et al.*, 1986). Six concernent la richesse et la composition spécifique, trois l'organisation trophique et trois l'abondance et la condition des poissons. Richard (1994) présente un aperçu de la pertinence de chacune des variables et des considérations qu'elles sous-tendent. Au Québec, l'indice élaboré par Karr ne peut être appliqué directement. Les dards et les crapets sont trop peu représentés pour être incorporés au calcul de

l'indice. 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, la reconnaissance des individus hybrides est difficilement réalisable (Bramblett et Fausch, 1991) et n'est donc pas facilement utilisable.

Ainsi, des 12 variables incluses initialement dans l'IIB, 3 (variables 4, 5 et 6; 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 (variables 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 (variable 7) (Ohio EPA, 1987b), une ajoutée (variable 1) (Ohio EPA, 1987b) et six rejetées. Lorsque leur nombre est suffisant, les cyprinidés insectivores (variable 5) sont privilégiés comme variables 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 morphologie, 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 (La Violette, 1999 : 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, Richard (1996) a démontré que l'IWB-IWBm a l'avantage de ne pas varier en fonction de la superficie des bassins versants et des écorégions. 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. Il faut souligner que plusieurs espèces de poissons auraient été introduites dans la rivière Saint-Maurice au cours des 70 dernières années, dont les catostomidés et plusieurs cyprinidés (Lacasse et Magnan, 1994). Comme ces espèces se perpétuent dans cette rivière, elles seront considérées comme des espèces résidentes qui réagissent comme les espèces natives aux perturbations du milieu. Elles feront donc partie intégrante de l'ensemble des variables du calcul de l'indice d'intégrité biotique. Cette approche s'inspire de Moyle et Marchetti (1999).

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) présentent une description détaillée des calculs servant à l'élaboration de ces critères. Une cote est assignée à chaque variable selon sa classification par rapport aux critères. La cote prend la valeur 5 pour un système plutôt naturel, la valeur 3 pour un écosystème moyennement dégradé et la valeur 1 pour un écosystème très dégradé. La somme des cotes définit l'intégrité de l'écosystème au site échantillonné. Elle sera 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. Aucune classe ne peut être calculée en l'absence de poissons. Les bornes des classes ont été légèrement modifiées par rapport à celles utilisées par Richard (1994; 1996) et La Violette et Richard (1996), afin d'éviter toute ambiguïté lorsqu'on veut définir l'appartenance d'une station à l'une ou l'autre des classes.

Tableau 3 Critères et cotes associés à chacune des variables utilisées pour former l'indice d'intégrité biotique à partir des caractéristiques des communautés ichthyologiques (adapté de Karr, 1991)

Variables	cote		
	5	3	1
Composition et abondance			
1. IWB-IWBm ¹	0 - 0,5	0,6 - 1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de Catostomidae	≥ 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 individus avec une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosions, lésions et tumeurs	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.

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.

COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE

Résultats et discussion

Habitats et associations ichthyologiques

Dans un système peu ou non perturbé, les caractéristiques physiques du milieu ont une influence marquée sur la structure et la distribution des communautés piscicoles (Brown 1975; Gorman et Karr, 1978; Hughes et Gammon, 1987; Power *et al.*, 1988; Boet *et al.*, 1991; Pusey *et al.*, 1993; Richard, 1994). Afin d'obtenir une compréhension juste de l'effet des polluants sur la

composition et l'abondance des poissons, il faut donc, *a priori*, comprendre le rôle de l'habitat dans la structuration de la communauté.

La figure 2 représente une ordination des stations faite en fonction des caractéristiques de l'habitat. Le premier axe (axe 1) de l'ordination, qui explique 26,0 % de la variance, indique d'importantes différences entre les stations en ce qui a trait à la structure de leur habitat. En effet, on observe deux principaux groupements de stations : les stations qui se positionnent sur le côté positif de l'axe principal (axe 1; cercles fermés - groupe I) et celles qui se positionnent à l'opposé, soit sur le côté négatif de l'axe (cercles ouverts - groupe II). Les stations du premier groupe se caractérisent par des eaux lenticques dont la profondeur maximale est plus élevée qu'ailleurs sur le tronçon (figure 2; tableau 4). Le groupe II comprend, pour sa part, des stations aux eaux moins profondes, mais où la vitesse du courant s'accroît. Ces stations se caractérisent également par une pente moins élevée que les stations du groupe I.

Une analyse similaire à la précédente est présentée à la figure 3. Cette fois-ci, l'ordination des stations d'échantillonnage a été faite en fonction de la composition ichthyologique plutôt qu'en fonction de la structure de l'habitat. L'axe principal (axe 1) explique 59,3 % de la variance totale, valeur non négligeable indiquant des différences marquées en ce qui touche les communautés recensées. On observe, tout comme pour les analyses basées sur les caractéristiques de l'habitat, deux principaux groupements de stations (groupe I = cercles fermés; groupe II = cercles ouverts). Les stations se positionnent, à une exception près (station 16,7), à l'intérieur des mêmes groupes que ceux basés sur les caractéristiques d'habitat. Les facteurs abiotiques ayant le plus d'influence sont, encore une fois, la vitesse du courant et la pente mais aussi l'altitude. À cause du positionnement de la station 16,7 avec les stations du secteur amont, l'altitude n'avait pas autant d'influence sur le regroupement des stations fait en fonction de l'habitat. La profondeur maximale suit un scénario contraire. En effet, cette variable avait une influence significative sur le groupement des stations basé sur les caractéristiques physiques du milieu, sans pour autant en avoir sur celui basé sur la composition spécifique des poissons.

La concordance entre les deux principaux groupements de stations obtenue des analyses faites en fonction des caractéristiques de l'habitat et de la composition ichthyologique tend à démontrer l'importance des caractéristiques physiques du milieu sur la composition des communautés piscicoles de la rivière Saint-Maurice. En effet, les résultats du test de Mantel, qui évalue le lien entre la structure de l'habitat et celle des communautés piscicoles, indiquent une relation significative ($R = 0,4$; $p = 0,001$). La figure 4, qui met en relation les valeurs propres de chacun des axes principaux des analyses en coordonnées principales (figures 2 et 3), soutient également cet énoncé.

On compte 23 espèces de poissons, réparties à l'intérieur de 10 familles, dans la rivière Saint-Maurice (figure 5). Les plus communes font partie des deux principales associations désignées A et B aux figures 5 et 6. Le groupe A comprend les espèces présentes dans l'ensemble des stations. Parmi elles on trouve le meunier noir, le dard-perche, la perchaude et la ouitouche (96 % des stations). Le crapet de roche et le méné à nageoires rouges sont aussi largement distribués. On les retrouve respectivement dans 91 % et 87 % des stations échantillonnées. Le

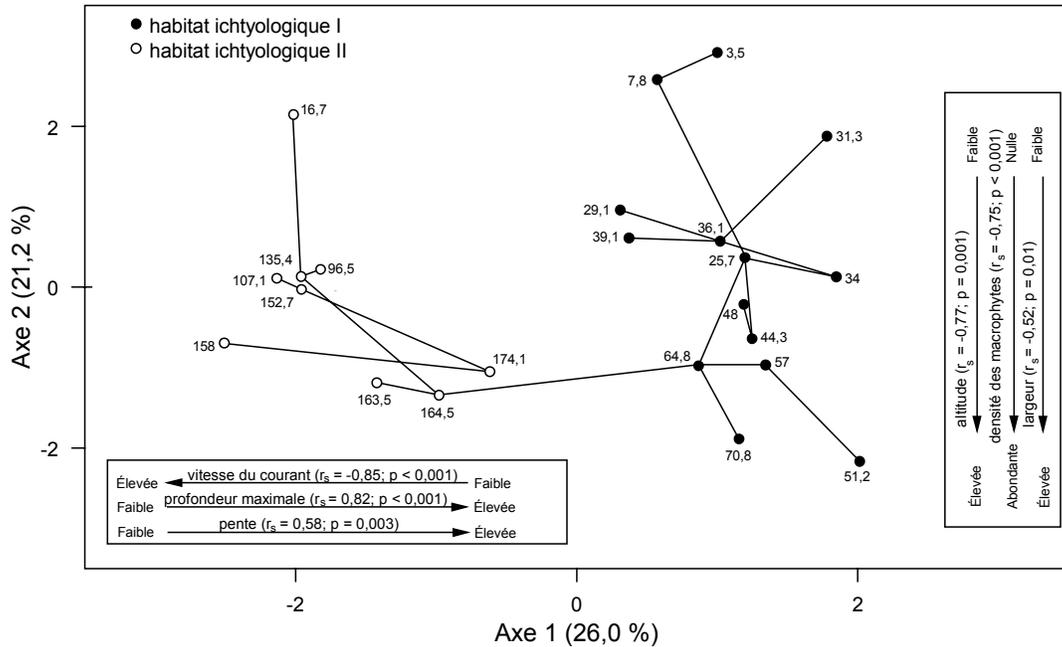


Figure 2 Ordination des stations de la rivière Saint-Maurice basée sur une analyse en coordonnées principales, où les stations les plus rapprochées ont des caractéristiques d'habitat similaires. Une chaîne de liens primaires a été superposée afin de préciser la similarité entre les stations. () : % de la variance expliquée.

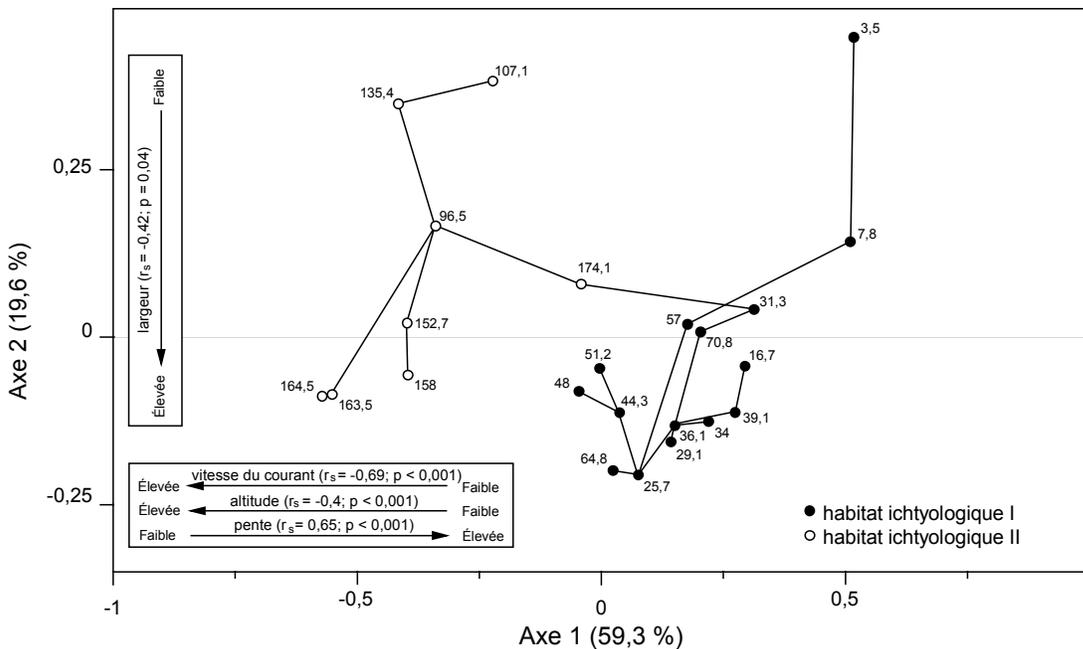


Figure 3 Ordination des stations de la rivière Saint-Maurice basée sur une analyse en coordonnées principales, où les stations les plus rapprochées ont une composition ichthyologique similaire. Une chaîne de liens primaires a été superposée afin de préciser la similarité entre les stations. () : % de la variance expliquée.

Tableau 4 Caractéristiques des habitats ichtyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Maurice

Station	Groupe ¹	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ²	Densité des macrophytes
3,5	I	300	2,0	0,7	9,1	lente	élevée	argile-limon	2,0	faible
7,8	I	250	5,0	0,7	7,6	lente	élevée	argile-limon	1,8	faible
25,7	I	300	35,0	1,4	8,8	lente	élevée	sable-gravier	1,7	modérée
29,1	I	375	40,0	1,4	9,1	lente	élevée	sable-gravier	1,0	faible
31,3	I	450	43,0	1,4	8,5	lente	moyenne	sable-gravier	2,3	faible
34,0	I	500	62,0	2,2	11,6	lente	élevée	argile-limon	1,9	modérée
36,1	I	650	65,0	2,2	7,9	lente	élevée	sable-gravier	1,8	faible
39,1	I	1250	72,0	2,2	3,0	lente	élevée	argile-limon	1,6	faible
44,3	I	325	83,0	1,9	7,9	lente	élevée	roc	2,1	modérée
48,0	I	250	90,0	1,9	13,7	lente	élevée	roc	1,8	faible à modérée
51,2	I	750	92,0	0,4	23,2	lente	élevée	bloc-galet	2,3	modérée à abondante
57,0	I	450	95,0	0,4	16,2	lente	élevée	sable-gravier	2,2	modérée
64,8	I	550	98,0	0,4	9,1	lente	élevée	sable-gravier	2,0	modérée
70,8	I	600	101,0	0,4	7,3	lente	élevée	sable-gravier	1,8	abondante
16,7	II	200	13,0	1,4	≥ 1,0	modérée	élevée	bloc-galet	2,1	faible
96,5	II	300	109,0	0,2	3,7	modérée	élevée	sable-gravier	2,1	faible
107,1	II	200	111,0	0,2	4,3	modérée	élevée	bloc-galet	1,6	faible
135,4	II	350	116,0	0,2	3,0	modérée	élevée	sable-gravier	2,1	faible
152,7	II	350	119,0	0,2	4,3	modérée	élevée	sable-gravier	1,6	faible
158,0	II	500	120,0	0,2	3,0	modérée	élevée	sable-gravier	0,7	faible à modérée
163,5	II	1150	121,0	0,2	2,9	modérée	élevée	sable-gravier	2,1	faible à modérée
164,5	II	650	122,0	0,2	7,0	modérée	élevée	bloc-galet	2,1	faible à modérée
174,1	II	500	147,0	1,2	7,6	modérée	élevée	sable-gravier	1,2	modérée

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement² Indice de diversité de Shannon-Wiener

groupe B comprend le crapet-soleil et l'achigan à petite bouche, deux espèces d'eau chaude (voir Lacasse et Magnan, 1994) ayant leur aire de distribution généralement limitée aux stations du secteur aval (stations 3,5 à 70,8). Ce secteur, qui englobait les stations du groupe I, présentées aux figures 2 et 3, comprend un nombre moyen de 10 espèces comparativement à 11 pour les stations du groupe II, situées dans la portion amont du tronçon (stations 96,5 à 174,1). L'augmentation de la profondeur de la rivière dans la portion aval du tronçon n'amène ainsi aucun changement en ce qui touche la richesse spécifique.

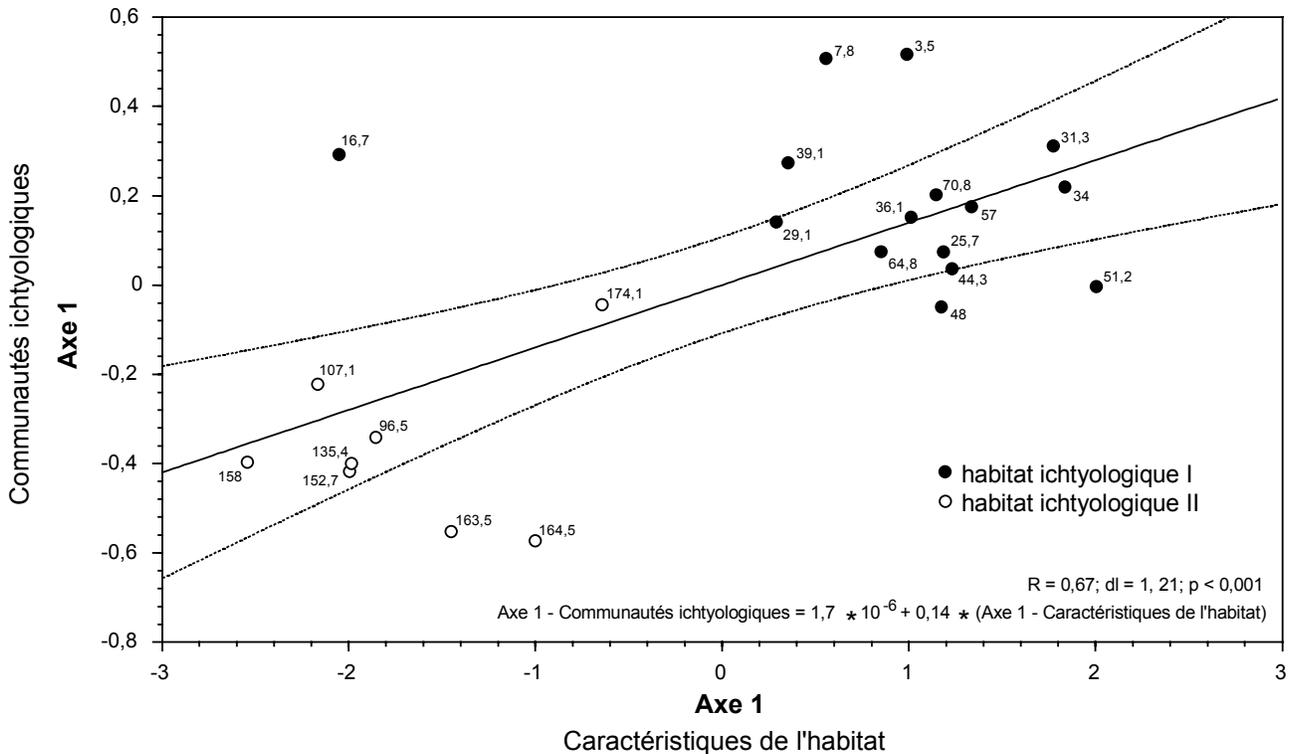


Figure 4 Relation entre les valeurs propres des axes principaux obtenus à l'aide des analyses en coordonnées principales basées sur les caractéristiques de l'habitat et des communautés ichthyologiques. Les limites de l'intervalle de confiance à 95 % sont présentées en ligne pointillée.

Densité

La densité des poissons est faible dans la rivière Saint-Maurice (figure 7). Les prises par unité d'effort sont de $7 \pm 0,8$ unités en moyenne, valeurs généralement inférieures à celles enregistrées pour les rivières Châteauguay (11 ± 2 unités) (La Violette et Richard, 1996), Saint-François (16 ± 2 unités) (Richard, 1996) et Richelieu (25 ± 3 unités) (Saint-Jacques, 1998), trois systèmes fluviaux situés sur les basses-terres du Saint-Laurent. Cette différence s'explique probablement par la localisation de la rivière Saint-Maurice sur le Bouclier canadien, un milieu naturellement moins productif.

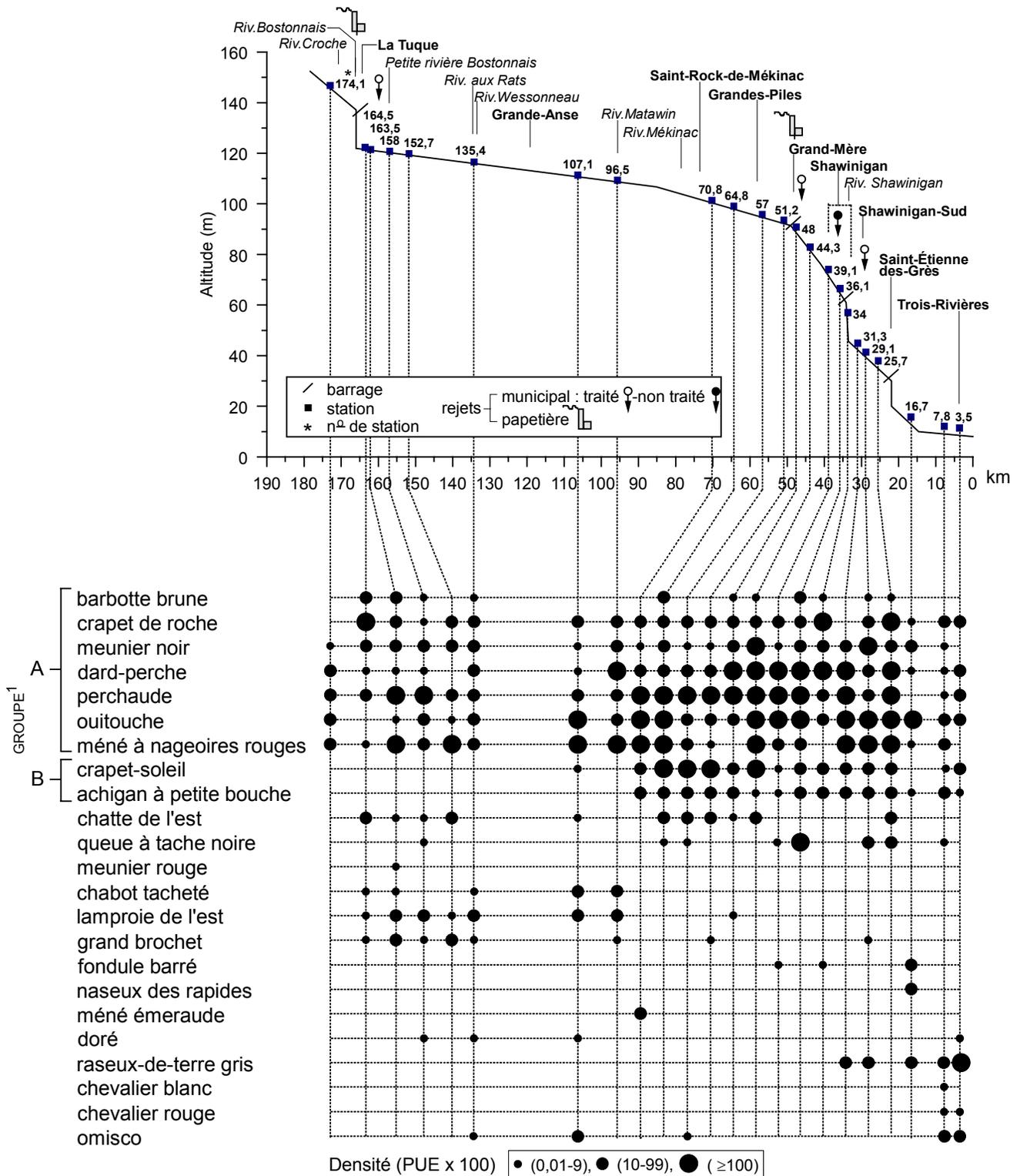


Figure 5 Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice (1 groupe rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

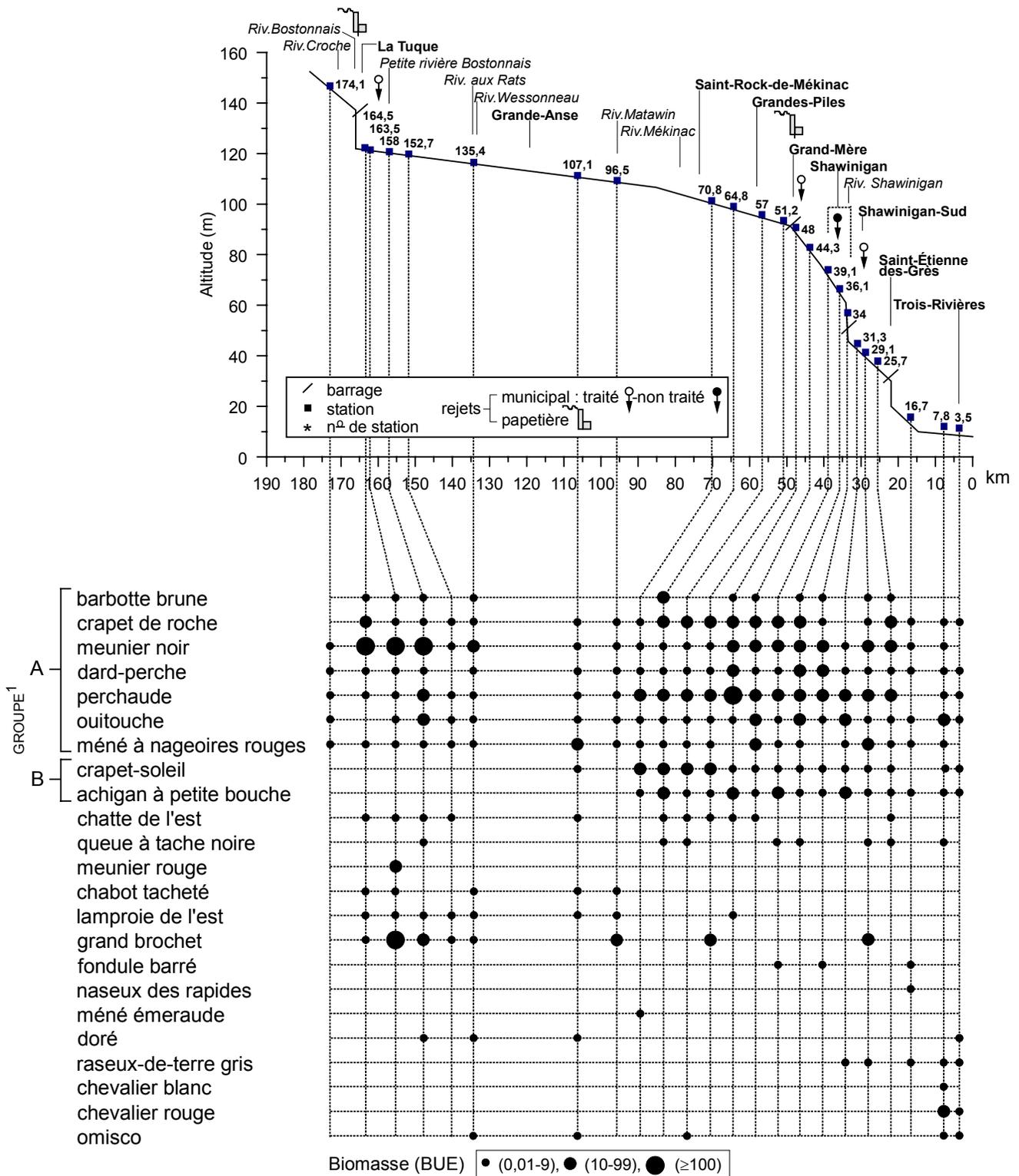


Figure 6 Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice (1 groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

La densité des poissons augmente progressivement entre La Tuque et Grand-Mère. Par la suite, elle connaît une baisse, et ce, jusqu'à l'embouchure. Ainsi, aucune corrélation significative n'a pu être observée entre les prises par unités d'effort (PUE) et la superficie du bassin versant aux différents points d'échantillonnage ($r_s = 0,31$; $p = 0,15$). Habituellement, vers l'aval, la densité des poissons diminue (Larimore et Smith, 1963; Miller *et al.*, 1988) à la suite d'une augmentation des individus de grande taille mais en faible abondance (Schlosser, 1987).

L'augmentation des fluctuations dans les PUE entre Saint-Rock-de-Mékinac et l'embouchure de la rivière pourrait traduire une certaine instabilité du système. Trois barrages hydroélectriques se succèdent sur une distance de moins de 30 km, l'altitude change rapidement (tableau 4) et certaines municipalités du secteur telles que Grandes-Piles et Shawinigan ne traitent pas leurs eaux usées (Pelletier, 2002a). Le système subit donc d'importantes pressions pouvant affecter la stabilité des prises.

Tout comme pour la rivière Richelieu, on observe généralement une augmentation des PUE aux stations situées directement en aval de barrages. Cette augmentation de la densité pourrait refléter un changement dans la structure de la communauté résultant de la dominance dans les captures des individus de petite taille. En effet, l'annexe 8 indique une diminution systématique dans la taille moyenne des communautés vivant en aval de complexes hydroélectriques. Certains auteurs croient que de tels changements en ce qui regarde la diversité de taille des individus d'une communauté traduisent la présence d'un milieu à tendance instable (Rapport *et al.*, 1985). Il faut noter que la station 16,7 située en aval du barrage La Gabelle fait exception à la règle. La densité des poissons diminue à cette station. La vitesse soudainement élevée du courant ainsi que le niveau très variable de l'eau à cette station (Roger Audet, MEF, comm. pers.) créent des conditions environnementales particulières qui pourraient défavoriser la présence d'un grand nombre de poissons. Aussi, compte tenu des conditions d'échantillonnage difficiles à cette station, les PUE totales pourraient présenter certains biais. De plus, l'effet du barrage sur la densité pourrait être négligeable, puisque cette station est située à plus de 5 km en aval du barrage.

Pour l'ensemble de la rivière, les prises par unité d'effort se concentrent surtout chez le méné à nageoires rouges, la ouitouche, le dard-perche et la perchaude. Ces espèces, dont on peut examiner la distribution à la figure 5, représentent respectivement 19,3 %, 18,8 %, 17,4 % et 17,4 % des prises par unité d'effort totale de la rivière Saint-Maurice.

Biomasse

La biomasse totale des poissons prélevée par unité d'effort (BUE) est faible dans la rivière Saint-Maurice (figure 8). Les valeurs généralement inférieures à 200 unités traduisent, tout comme pour la densité des poissons, la faible productivité du milieu propre aux rivières du Bouclier canadien. Richard (1994) avait aussi observé une baisse importante dans la biomasse des poissons échantillonnés dans la partie amont des rivières L'Assomption, de l'Achigan et Ouareau. Ces rivières coulent soit sur le contrefort ou sur le Bouclier canadien.

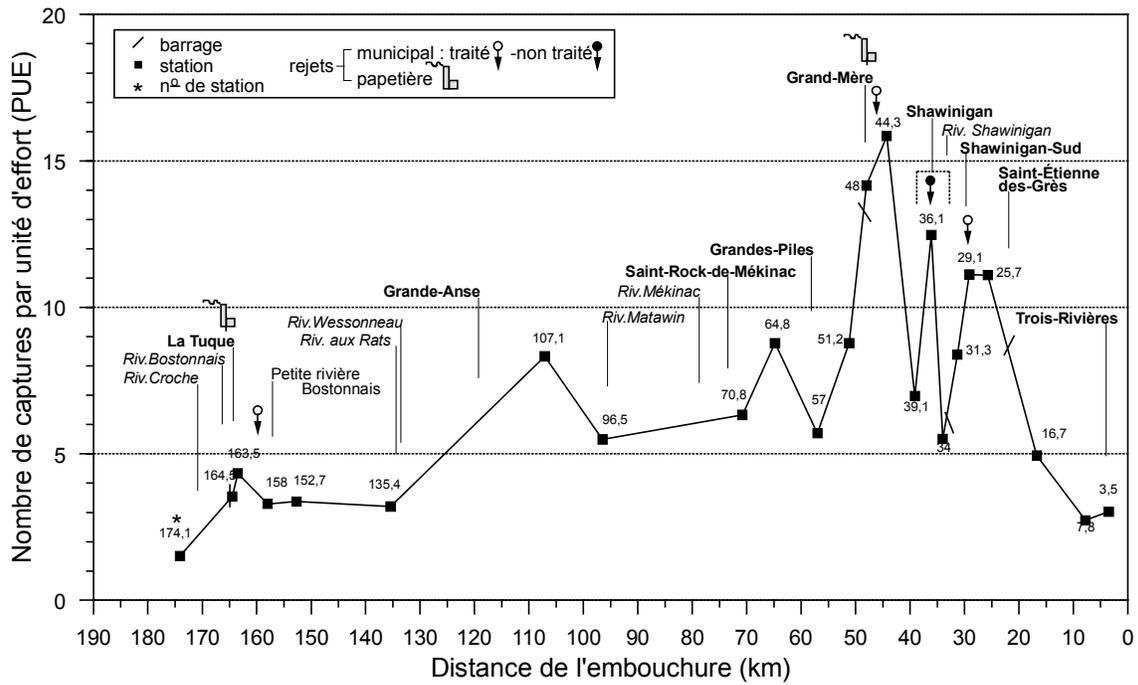


Figure 7 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Saint-Maurice

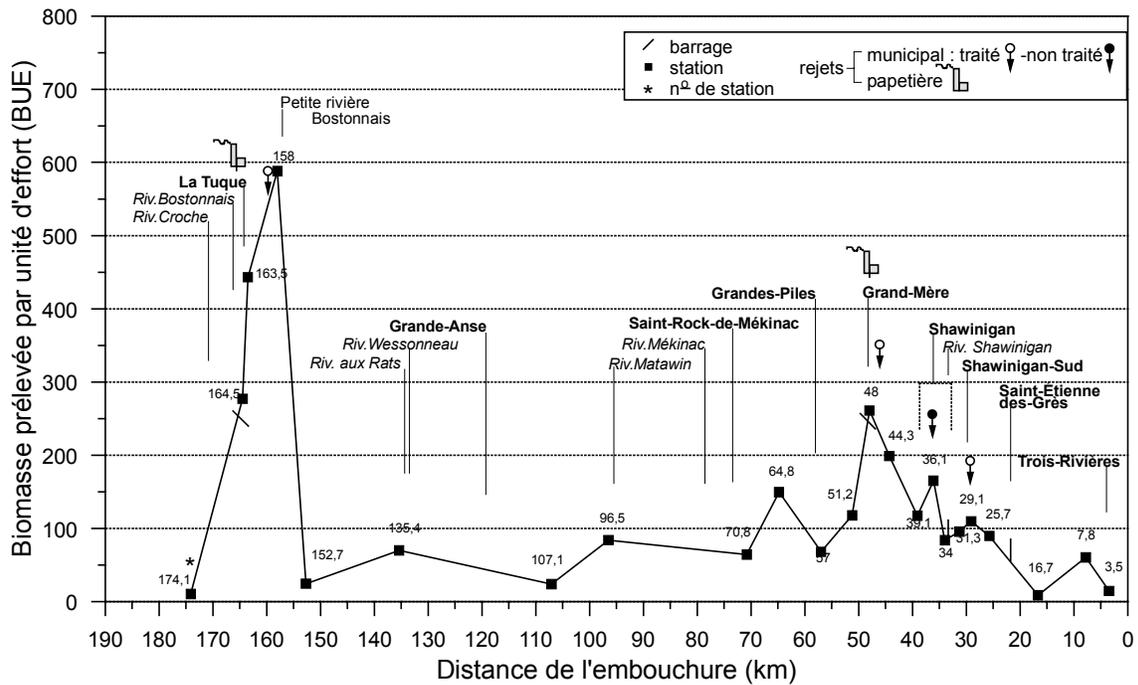


Figure 8 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Saint-Maurice

Les concentrations moyennes en azote et phosphore totales demeurent relativement stables le long du tronçon de la rivière Saint-Maurice (Pelletier, 2002a). De ce fait, aucun changement majeur de la productivité du milieu ne peut être détecté. Pourtant, la variation spatiale de la biomasse ichthyologique indique d'importants changements à proximité de la ville de La Tuque. À cet endroit, la biomasse atteint près de 600 unités, comparativement à 115 ± 22 unités en moyenne pour l'ensemble des autres stations.

L'enrichissement en azote et phosphore lié principalement aux activités agricoles, industrielles et urbaines augmente la productivité primaire des rivières et des lacs (Cole, 1973; Schindler, 1974, Schindler et Fee, 1974; Rapport *et al.*, 1985; Lathrop, 1988; Spooner *et al.*, 1991), ce qui, en retour, amène habituellement une augmentation dans la biomasse des poissons (Larkin et Northcote, 1969; Cole, 1973; Hoyer et Canfield Jr., 1991). On ne peut parler d'activité agricole dans ce secteur de la rivière Saint-Maurice. Toutefois, les rejets de l'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc. pourraient peut-être augmenter l'apport en substances nutritives au cours d'eau et favoriser une hausse de la biomasse des poissons dans le secteur amont du tronçon (Botwell, 1992; Laflamme, 1995; Gagnon *et al.*, 1995). De plus, les émissaires de la ville de La Tuque, qui desservent près de 13 000 habitants, connaissent de fréquents débordements en temps de pluie, ce qui pourrait aussi influencer la charge en matières nutritives.

Il suffit toutefois de penser à l'énorme débit de la rivière, établi sur une base annuelle à $723 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 1996, pour comprendre l'important facteur de dilution que pourraient connaître les substances comme l'azote et le phosphore à leur entrée dans la rivière Saint-Maurice. Cette dilution rapide des apports urbains et industriels pourrait expliquer l'absence de signaux en ce qui touche la qualité de l'eau, sans pour autant masquer la réponse des organismes par rapport aux pressions constantes du milieu (voir Gagnon *et al.*, 1994). Cette hypothèse semble plausible, puisque Pelletier (2002b) détecte aussi d'importants changements concernant les communautés benthiques aux stations échantillonnées à proximité de La Tuque. Celles-ci sont alors dominées par les oligochètes, organismes très tolérants à la pollution.

Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez le meunier noir, la perchaude, le grand brochet, le crapet de roche et la ouitouche. Ces espèces totalisent respectivement 42,8 %, 16,1 %, 11,9 %, 5,3 % et 5,1 % de la biomasse totale prélevée par unité d'effort. Le meunier noir, espèce tolérante à la pollution, domine de loin la biomasse de la communauté prélevée immédiatement en aval de La Tuque (station 164,5 : 90 %). Pour ce secteur, il pourrait s'agir d'un premier indice du déséquilibre de la communauté et de la perturbation du milieu. La biomasse de cette espèce présente également une hausse importante aux stations 48 et 44,3, situées directement en aval de Grand-Mère, où une seconde fabrique de pâtes et papiers (Stone-Consolidated) est exploitée. Il est à noter que le meunier noir dominait aussi la biomasse des poissons recensés dans les secteurs affectés des villes de Saint-Jean-sur-Richelieu (rivière Richelieu; Saint-Jacques, 1998), Bromptonville, East Angus (rivière Saint-François; Richard, 1996), Saint-Gédéon, Sainte-Hélène-de-Breakeyville (rivière Chaudière; Martel et Richard, 1998) et Joliette (rivière L'Assomption; Richard, 1994).

Nombre d'espèces

Le nombre d'espèces est relativement faible dans la rivière Saint-Maurice (figure 9). On n'y compte que 10 espèces par station, en moyenne, comparativement à 14 pour la rivière Saint-François (Richard, 1996), 15 pour la rivière Châteauguay (La Violette et Richard, 1996) et 19 pour la rivière Richelieu (Saint-Jacques, 1998). Selon certains auteurs, les rivières dotées d'une faible productivité primaire soutiennent un nombre d'espèces beaucoup moins élevé que les rivières plus productives (Vannote *et al.* 1980; Lyons *et al.*, 1996). Située en majeure partie sur le Bouclier canadien, la rivière Saint-Maurice, avec des concentrations en phosphore total inférieures à 0,03mg/L (Pelletier, 2002a), a certainement une faible productivité primaire, typique du milieu oligotrophe du Bouclier. Les rivières Saint-François, Châteauguay et Richelieu coulent, pour leur part, majoritairement sur les basses-terres du Saint-Laurent caractérisées par une productivité à tendance mésotrophe, voire eutrophe (productivité élevée) compte tenu de leur concentration en phosphore total souvent supérieure à 0,03 mg/L (Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Piché et Simoneau, 1998).

De façon générale, le nombre d'espèces varie très peu le long du tronçon. D'ailleurs, il n'existe pas de corrélation significative entre le nombre d'espèces capturées à chacune des stations et la superficie du bassin drainée aux différents points d'échantillonnage ($r_s = 0,31$; $p = 0,1$). Habituellement, les rivières sont plus larges et plus profondes vers l'aval. La diversité des habitats s'accroît, et les conditions environnementales sont plus stables. Plusieurs de ces facteurs contribuent à l'augmentation de l'espace vital, ce qui favorise un plus grand nombre d'espèces (Gorman et Karr, 1978; Schlosser 1987; Beecher *et al.*, 1988; Bramblett et Fausch, 1991; Rahel et Hubert, 1991).

Dans la rivière Saint-Maurice, les stations de la portion aval du tronçon (stations 3,5 à 70,8) ont une profondeur maximale moyenne plus élevée ($10,2 \pm 1,3$ m en moyenne) que les stations du secteur amont ($4,1 \pm 0,7$ m en moyenne; stations 96,5 à 174,1). Cette augmentation de l'espace vital n'amène toutefois aucun changement en ce qui touche la richesse spécifique. Tel qu'il a été mentionné précédemment, le changement rapide de l'altitude ainsi que la présence de trois barrages consécutifs dans ce secteur de la rivière pourraient affecter la dispersion des espèces et altérer la structure attendue de la communauté (voir Beecher *et al.*, 1988).

Habituellement, la dégradation du milieu (destruction de l'habitat, pollution de l'eau) entraîne une baisse de la richesse spécifique (Rapport *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986). Par exemple, Saint-Jacques (1998) observe, dans la rivière Richelieu, une baisse quasi systématique de 4 ou 5 espèces en aval de sources majeures de pollution. Cette valeur augmente parfois à 7 espèces pour les rivières L'Assomption (Joliette; Richard, 1994) et Châteauguay (Émissaire Mercier; La Violette et Richard, 1996), à 8 espèces pour la rivière Saint-François (Drummonville; Richard, 1996) et jusqu'à 9 espèces pour la rivière Chaudière (Sainte-Hélène-de-Breakeyville, Saint-Rédempteur, Charny; Martel et Richard, 1998). Cette réponse des communautés par rapport au stress environnemental n'a pas été observée dans la rivière Saint-Maurice. Une baisse d'à peine deux espèces peut être observée à proximité de la municipalité de Shawinigan (stations 36,1 à 31,3), principal centre urbain et industriel du tronçon où plusieurs contaminants ont été retracés (Berryman et Nadeau, 2002). Les stations situées à La Tuque, secteur contaminé par l'activité

papetière (Berryman et Nadeau, 2002; Lapierre, 2002) soutiennent, pour leur part, un nombre d'espèces aussi élevé et parfois même supérieur aux stations du secteur aval. Cette situation demeure difficilement explicable. Toutefois, la faible productivité naturelle de la rivière Saint-Maurice ainsi que son grand débit ($723 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, en moyenne, en 1996) sont deux facteurs susceptibles d'atténuer l'impact des pressions exercées sur ce système.

Niveau de tolérance à la pollution

La lamproie de l'est est la seule espèce intolérante à la pollution dans la rivière Saint-Maurice (tableau 1). Elle occupe principalement la partie supérieure du tronçon délimitée par les stations 96,5 et 164,5 (figure 10a). La présence d'individus d'espèces intolérantes à la pollution le long d'un tronçon indique habituellement l'existence d'une communauté en bonne santé. Cependant, le secteur amont du tronçon, situé entre La Tuque et Saint-Rock-de-Mékinac, compte plusieurs petits tributaires (ex. : les rivières Bostonnais et Petite rivière Bostonnais, aux Rats, Matawin, etc.). Selon certains auteurs, la lamproie de l'est irait frayer dans de telles petites rivières (Vladykov, 1950; Scott et Crossman, 1973). Une fois le stade adulte atteint, le courant pourrait transporter les individus jusqu'au tronçon principal (Claude Renaud, Canadian Museum of Nature, Ottawa, comm. pers.). L'adulte, dont l'espérance de vie varie seulement entre 5 et 6 mois, pourrait donc très bien occuper le cours d'eau principal, sans pour autant que sa présence indique l'existence d'un milieu exempt de pollution.

L'augmentation de la proportion des espèces tolérantes à la pollution en aval de La Tuque confirmerait la détérioration probable du milieu (figure 10a). La densité des espèces tolérantes atteint 40 % à cet endroit, alors qu'elle est habituellement inférieure à 25 % dans les milieux non affectés par des rejets de polluants ou par la dégradation des habitats (Richard, 1994). Les densités d'espèces tolérantes diminuent ensuite graduellement jusqu'à l'embouchure de la rivière Shawinigan, après quoi elles augmentent pour atteindre 33,3 % à proximité de Trois-Rivières (station 3,5). On compte plusieurs points de débordement sur le réseau d'interception des eaux usées dans ce secteur (Laflamme, 1995), ce qui pourrait affecter la qualité du milieu et favoriser l'implantation d'espèces tolérantes à la pollution.

Niveaux trophiques

Une augmentation de la proportion des espèces omnivores dans un système indique généralement une dégradation du milieu (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Gray, 1989). Ayant un régime alimentaire très varié (insectes, plancton, plantes, détritus) et doués d'une tolérance élevée à la pollution, les omnivores possèdent une capacité d'adaptation et d'exploitation rarement observée chez les espèces plus spécialisées (MacArthur, 1955; Fausch *et al.*, 1984; Karr *et al.* 1986; Saint-Jacques, 1996). Selon Karr *et al.* (1986), une communauté serait fortement perturbée lorsque sa proportion d'omnivores est supérieure à 45 %.

La proportion des omnivores atteint 80 % en aval de Saint-Étienne-des-Grès (station 16,7; figure 10b). Tel qu'il a été mentionné précédemment, cette station se caractérise par un habitat à caractère très variable. Il pourrait donc s'agir d'une communauté particulière, qui répond à un

environnement instable et non pas nécessairement à une source de pollution. La proportion d'omnivores n'est que de 26 % à Shawinigan, comparativement à 42 % pour Grand-Mère. Pourtant, Shawinigan est le secteur le plus industrialisé du tronçon. De plus, la municipalité de Shawinigan ne possède pas, à l'heure actuelle, de station d'épuration pour traiter les eaux usées de ses quelque 21 000 habitants. Selon Laflamme (1995), la qualité de l'eau serait cependant beaucoup plus compromise par la papetière de Grand-Mère que par les secteurs municipal et industriel de Shawinigan réunis.

L'abondance des cyprinidés insectivores est particulièrement variable entre Grandes-Piles et l'embouchure de la rivière. Plusieurs stations affichent des proportions inférieures à 20 %, seuil au-dessous duquel une communauté présente un déséquilibre de la chaîne trophique (voir Karr *et al.*, 1986). La station 164,5, située directement en aval de l'effluent de Cartons Saint-Laurent inc. à La Tuque, présente aussi un déséquilibre de sa communauté, la proportion de cyprinidés insectivores étant inférieure à 2 %. À partir de la station 163,5 les cyprinidés insectivores augmentent considérablement et maintiennent de bonnes proportions jusqu'à Saint-Rock-de-Mékinac. Les insectes abondent dans ce secteur de récupération de l'écosystème (Pelletier, 2002b), ce qui peut favoriser le maintien d'une proportion élevée de cyprinidés insectivores. De plus, la proportion des piscivores est faible, ce qui amoindrit les pressions de prédation et permet un meilleur taux de survie des cyprinidés insectivores (voir Kushlan, 1976; Matthews et Styron, 1981; Schlosser, 1987; Whittier *et al.*, 1997).

Finalement, la proportion des piscivores est relativement faible mais constante tout au long de la rivière, avec des proportions généralement inférieures à 5 %. Chez les communautés en santé, la proportion des piscivores est généralement au-dessus de 5 %. (Karr *et al.*, 1986). Toutefois, ce critère pourrait être surestimé pour les rivières peu productives du Bouclier canadien.

Anomalies externes

La variation spatiale du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée soit par des déformations, l'érosion des nageoires, des lésions ou par des tumeurs (DELT) est présentée à la figure 11. Une fréquence élevée de ce type d'anomalie est souvent le reflet d'effluents insuffisamment ou non traités, d'une contamination chimique des sédiments ou de tout autre stress imposé aux populations de poissons (Ohio EPA, 1987b, c; Yoder et Rankin, 1995; Sanders *et al.*, 1999). Il a été démontré que, parmi les variables entrant dans la composition de l'indice d'intégrité biotique des communautés piscicoles (IIB), la proportion des individus avec des anomalies externes de type DELT est celle qui réagit le plus régulièrement et le plus fortement à la dégradation du milieu (Leonard et Orth, 1986; Yoder et Rankin, 1995).

Dans la rivière Saint-Maurice, 15 des 23 stations échantillonnées présentent un taux d'anomalies de type DELT au dessus de 2 % (figure 11). De ces 15 stations, 6 atteignent un taux supérieur à 5 %, signe d'une communauté dont l'état de santé est mauvais. En effet, Karr *et al.* (1986) estiment que la santé d'une communauté de poissons est bonne lorsque son taux d'anomalies est inférieur à 2 %, qu'elle montre des signes de détérioration entre 2 % et 5 %, et devient mauvaise au-dessus de 5 %.

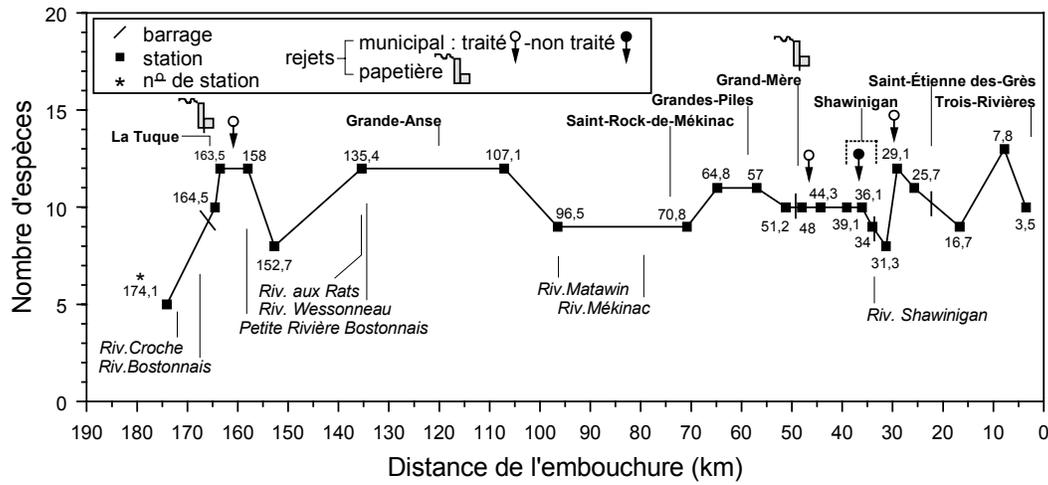


Figure 9 Variation spatiale du nombre d'espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice

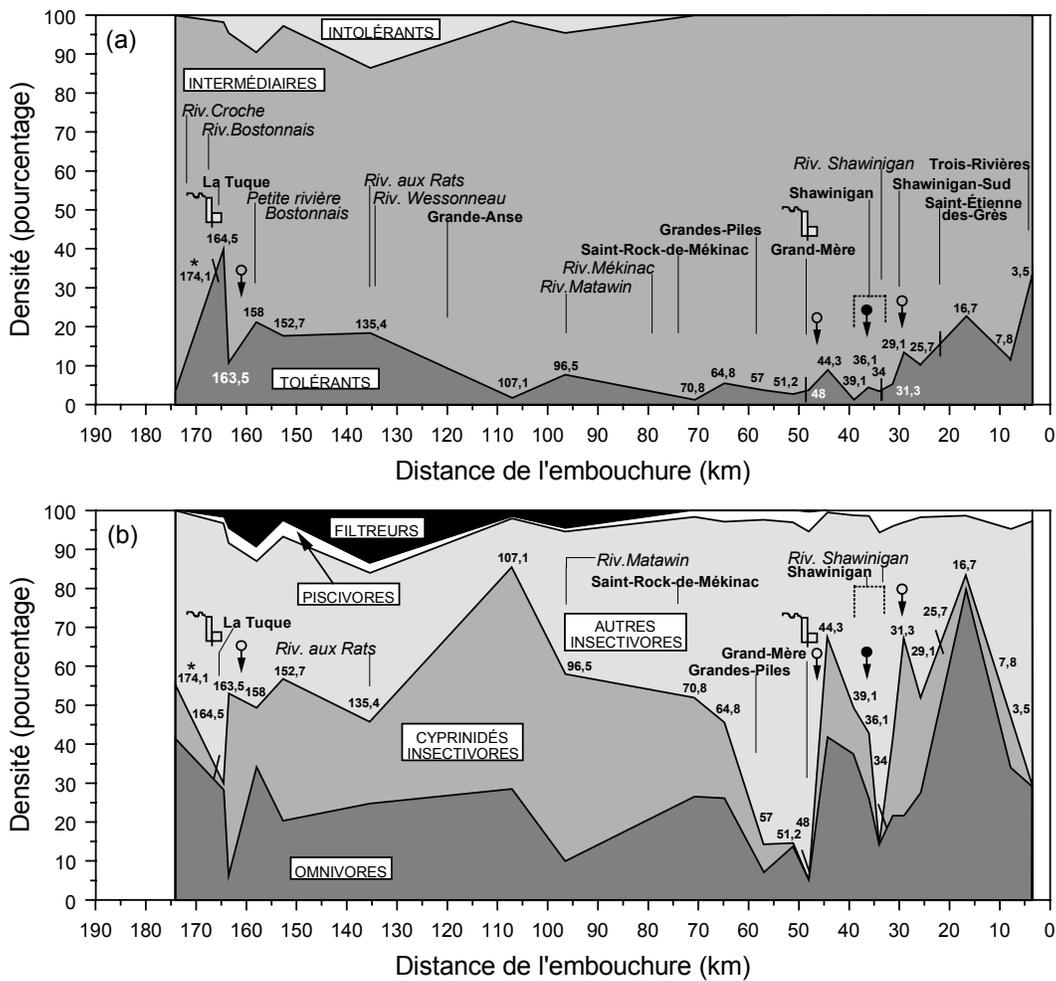


Figure 10 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Saint-Maurice en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique

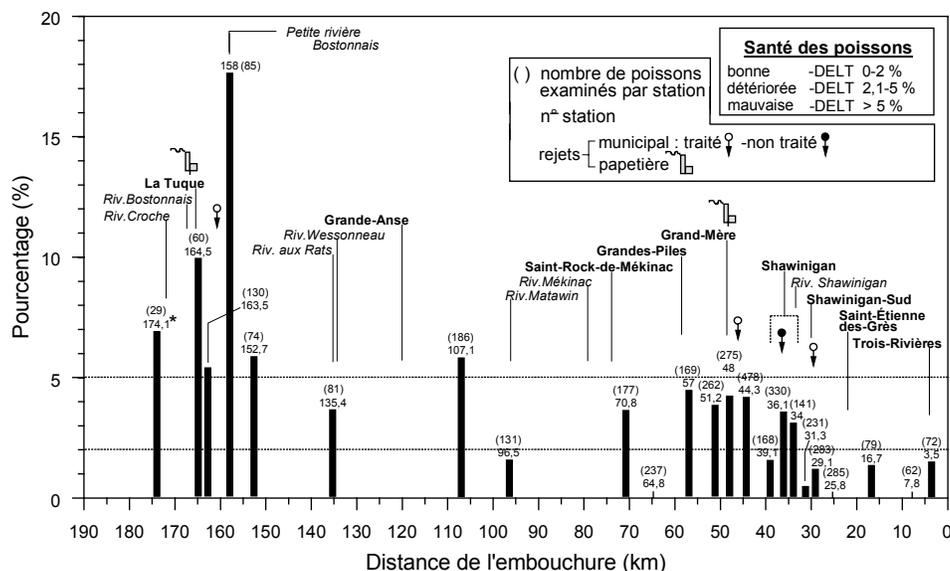


Figure 11 Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Saint-Maurice affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes: déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

Au total, 5 des 6 stations les plus affectées par le taux de DELT se concentrent à proximité de la ville de La Tuque, où d'importantes pressions industrielles pourraient menacer la santé des poissons (voir Hodson *et al.*, 1992 ; Carey *et al.*, 1993; Gagnon *et al.*, 1994; Hontela *et al.*, 1997; Munkittrick *et al.*, 1997). Le pourcentage d'anomalies de type DELT enregistré à la station 158 est particulièrement alarmant, car 18 % des poissons sont atteints. Dans ce même secteur, Berryman et Nadeau (2002) détectent la présence de biphényles polychlorés (BPC), de dioxines et furannes et d'acide gras. Lapierre (2002) décèle, pour sa part, dans le meunier noir entier, les teneurs en dioxines et furannes les plus élevées de tout le bassin. Le critère pour la protection de la faune terrestre serait dépassé de quatre fois à cet endroit. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) tels le naphtalène, le phéranthrène, le fluoranthène et le pyrène sont aussi problématiques à la station 158 et dépassent dans certains échantillons les seuils d'effets mineurs et d'effets néfastes pour le benthos (Lapierre, 2002). Certains de ces contaminants pourraient induire le développement d'anomalies chez les poissons.

Selon Lapierre (2002), les principales sources de contamination visées pour les HAP seraient : l'établissement industriel Cartons Saint-Laurent inc. (nettoyage des résidus à la suite de la combustion du bois, apports atmosphériques, apports des lieux d'élimination des déchets dangereux); l'établissement John Lewis inc. (apports atmosphériques); des apports provenant des effluents municipaux (diverses sources, boues, transport, ruissellement urbain); des apports provenant de l'aéroport de La Tuque (rejets de diesel, d'essence et gestion des huiles usées); et des apports provenant de la combustion de billes de bois récupérées (utilisation d'accélérateurs) entre les stations amont et aval de La Tuque. Cartons Saint-Laurent inc. demeure également l'établissement industriel le plus important de La Tuque en ce qui a trait à la contamination par les dioxines et furannes (Lapierre, 1995; 2002).

Il est à noter que la station 174,1 se positionne en amont des principaux rejets de polluants. Près de 7 % de la communauté piscicole est néanmoins affectée par des anomalies. Il ressort que les proportions obtenues pourraient simplement représenter le biais d'un effectif trop faible ($n = 29$), où deux individus seulement seraient en réalité atteints par les anomalies de type DELT. Toutefois, comme les rejets de Cartons Saint-Laurent inc. se déversent immédiatement en amont du barrage de La Tuque (Pelletier, 2002a), il n'est pas exclu qu'ils puissent affecter la santé des poissons de l'ensemble du réservoir et provoquer l'apparition d'anomalies.

Parmi les espèces les plus affectées et dont l'effectif est considéré suffisant (soit $n > 30$), on retrouve le meunier noir (20 %), la barbotte brune (13 %) et la chatte de l'est (8 %; figure 12). La proportion de meuniers affectée par des anomalies atteint même 80 % à la station 158. La fréquence élevée d'anomalies chez les espèces de fond (meunier noir, barbotte brune) est courante (Brown *et al.*, 1973; Richard, 1994, 1996; La Violette et Richard, 1996; Saint-Jacques, 1998). Leur mode d'alimentation à la surface des sédiments ainsi que leur capacité de survivre en milieux pollués augmentent la probabilité de contact avec les polluants et, par le fait même, leur susceptibilité à développer des anomalies (Dawe *et al.*, 1964; Brown *et al.*, 1973; Sonstegard, 1977; Black, 1983; Leonard et Orth, 1986; Baumann *et al.*, 1987, 1991; Reash et Berra, 1989; Richard, 1994).

En milieux dégradés, de nombreuses études ont démontré que le nombre de poissons présentant des anomalies augmente en fonction de leur taille (Dawe *et al.*, 1964; Sonstegard, 1977; Black, 1983; Baumann *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Saint-Jacques, 1998; Sanders *et al.*, 1999). L'augmentation significative du taux de DELT aux stations abritant une communauté dont la taille moyenne est plus grande appuie cet énoncé (figure 13).

Il faut donc contrôler l'influence de la taille des poissons avant de comparer la fréquence des anomalies de type DELT entre les différentes stations. Ceci s'effectue par l'examen de la variation (résidus) qui existe dans la relation établie entre la taille des poissons et leur taux d'anomalies. Par exemple, la station 158 s'éloigne considérablement de la tendance principale, ce qui confirme la détérioration sérieuse du milieu. Cette station présente un taux de DELT très élevé par rapport à la taille moyenne de la communauté, reflet du développement rapide des anomalies. Baumann *et al.*, (1991) soupçonnent en effet que le développement prématuré d'anomalies chez les poissons indique la présence de conditions environnementales très stressantes (voir aussi Rapport *et al.*, 1985; Sanders *et al.*, 1999). Ce phénomène avait été observé à deux stations de la rivière Richelieu où les poissons étaient soumis soit à d'importants rejets urbains non traités ou à la remise en suspension probable de sédiments contaminés (Saint-Jacques, 1998). La Violette (1999) a également observé ce phénomène à plusieurs stations de la rivière Yamaska, cours d'eau très affectée par des polluants.

Les **déformations corporelles** (tête, rayons des nageoires) se trouvent plus fréquemment chez les poissons capturés aux environs de La Tuque et en amont et aval de Grand-Mère (stations 51,2 et 48; figure 14). Elles sont surtout présentes chez le meunier noir (8 %) et le grand brochet (7 %). Ces anomalies peuvent être causées par de nombreux agents dont les biphényles polychlorés, les pesticides organochlorés et organophosphorés ainsi que par certains métaux lourds (cadmium, zinc, mercure, plomb), qui agissent en modifiant le métabolisme des os (Bengtsson *et al.*,

1985; Van Den Avyle *et al.*, 1989 ; voir aussi Sanders *et al.*, 1999). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (Ohio EPA, 1987b). Selon Gagnon *et al.*, (1994), la contamination des poissons, et plus particulièrement celle du meunier noir par les pesticides organochlorés, serait négligeable dans la rivière Saint-Maurice. La source primaire du problème serait, selon ces auteurs, liée aux effets néfastes des effluents des usines de pâtes et papiers.

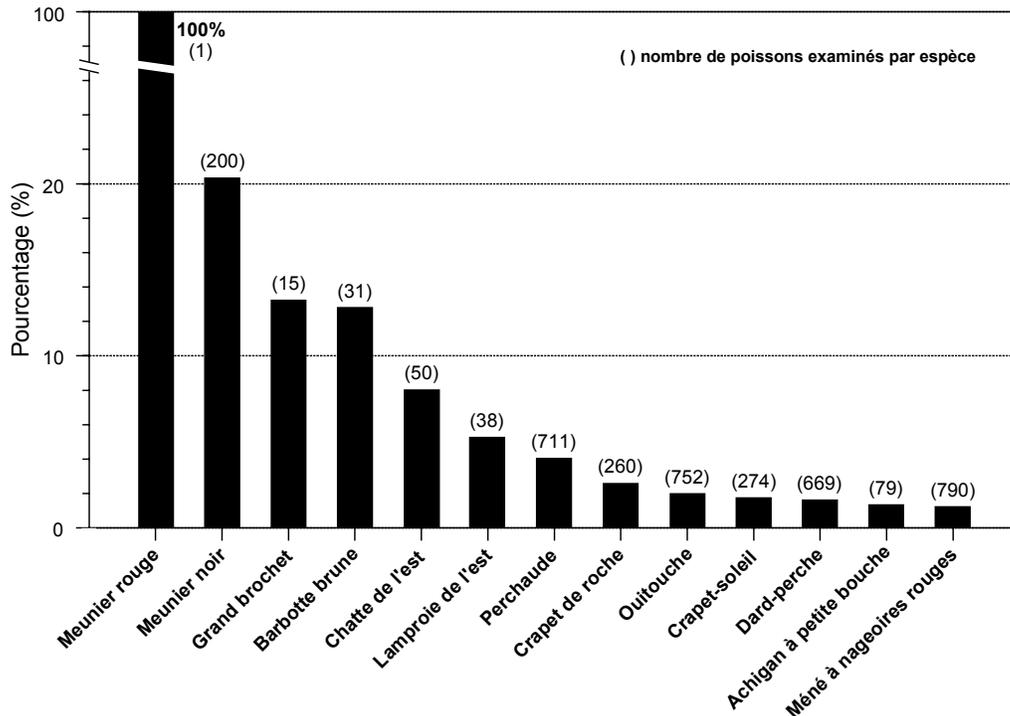


Figure 12 Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Saint-Maurice affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

Les poissons capturés en aval de La Tuque présentent aussi le taux le plus élevé **d'érosion des nageoires** (figure 14). Entre 4 % et 10 % des poissons en sont atteints. Les espèces les plus affectées sont le meunier noir (12 %), la chatte de l'est (8 %) et la barbotte brune (6 %). Selon Reash et Berra (1989), cette anomalie serait probablement la plus fréquente chez les poissons vivant en eaux polluées. Des substances toxiques tels les sulfites, les métaux, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis présents dans les sédiments ainsi que 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; 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; Ohio EPA, 1987c).

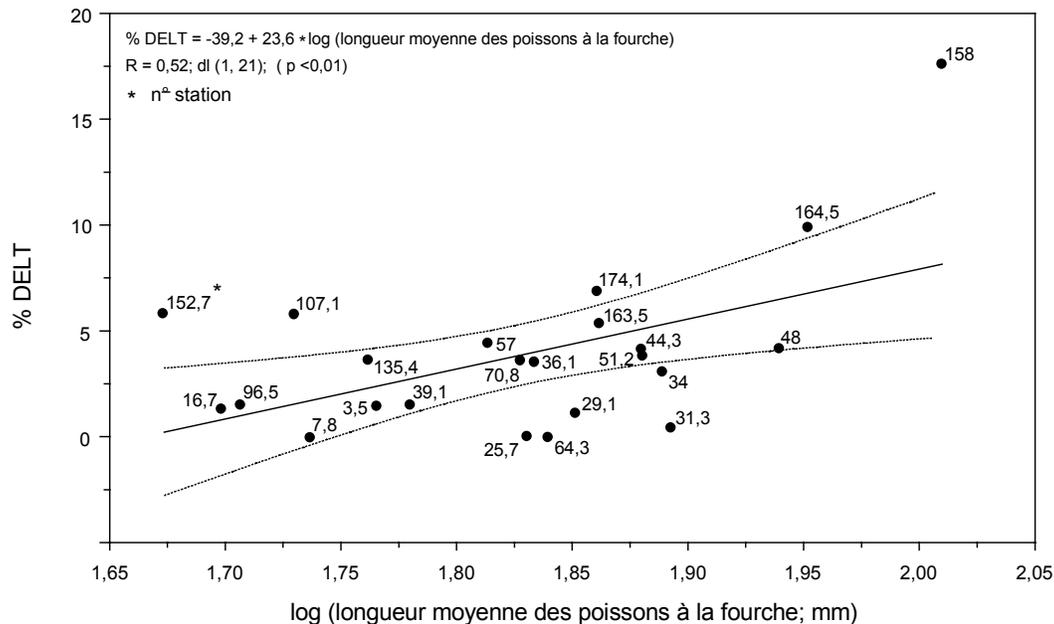


Figure 13 Relation entre la taille moyenne de la communauté ichthyologique à chacune des stations de la rivière Saint-Maurice et le pourcentage d'anomalies de type "DELT". Les limites de l'intervale de confiance (-----) établies à 95% sont présentées.

C'est également dans le secteur de La Tuque que se trouvent les plus fortes proportions de poissons affectés par des **lésions ou des tumeurs** (figure 14). Les lésions peuvent être causées par les bactéries (*Aeromonas* sp., myxobactéries, etc.), les virus et les protozoaires (Eller, 1975; Gaines et Rogers, 1975; Bursey, 1987; Ohio EPA, 1987c). La pollution organique favorise la prolifération de ces organismes, ce qui augmente la susceptibilité des poissons aux infections (Eller, 1975). Les tumeurs, quant à elles, peuvent être d'origine virale ou résulter d'une dégradation de l'environnement (Brown *et al.*, 1973; Baumann *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1994; CCCSF, 1995). Dans la rivière Saint-Maurice, le meunier noir (12 %) et la barbotte brune (6 %) sont les espèces les plus affectées par ces anomalies.

Le **parasitisme** se retrouve naturellement chez les espèces vivant en milieu non perturbé (Bergeron *et al.*, 1997; Dubois *et al.*, 1996), mais il peut également être favorisé par le stress que subissent les organismes soit par la pollution, la prédation ou tout autre mécanisme (Christian, 1950; Selye, 1950; Christian et Davis, 1964 : cités dans Esch *et al.*, 1975). Le stress induit une augmentation de la sécrétion de corticostéroïdes. Si on injecte ces hormones à des animaux de laboratoire, leur système immunitaire s'affaiblit et leur résistance aux infections parasitaires s'en trouve diminuée. Khan *et al.* (1992) ont aussi observé une augmentation du taux de parasitisme chez les poissons recueillis dans les zones de rejets de fabriques de pâtes et papiers. Dans la rivière Saint-Maurice, le parasitisme est fréquent (figure 14). Les stations situées en aval de La Tuque (stations 163,5 et 158), Saint-Rock-de-Mékinac (station 70,8) et Grand-Mère (stations

48 et 44,3), présentent les proportions les plus élevées (> 15 %). Le parasitisme est également très élevé chez les poissons de la station 174,1 (21 %). Ces poissons sont confinés au réservoir qui reçoit dans sa partie aval (amont du barrage) les rejets de Cartons Saint-Laurent inc. Toutefois, le nombre de poissons capturés à cette station est faible pour assurer la fiabilité des proportions obtenues. Dans l'ensemble, la ouitouche, le meunier noir et le méné à nageoires rouges sont les espèces les plus touchées du tronçon, avec respectivement 21 %, 11 % et 10 % des individus atteints.

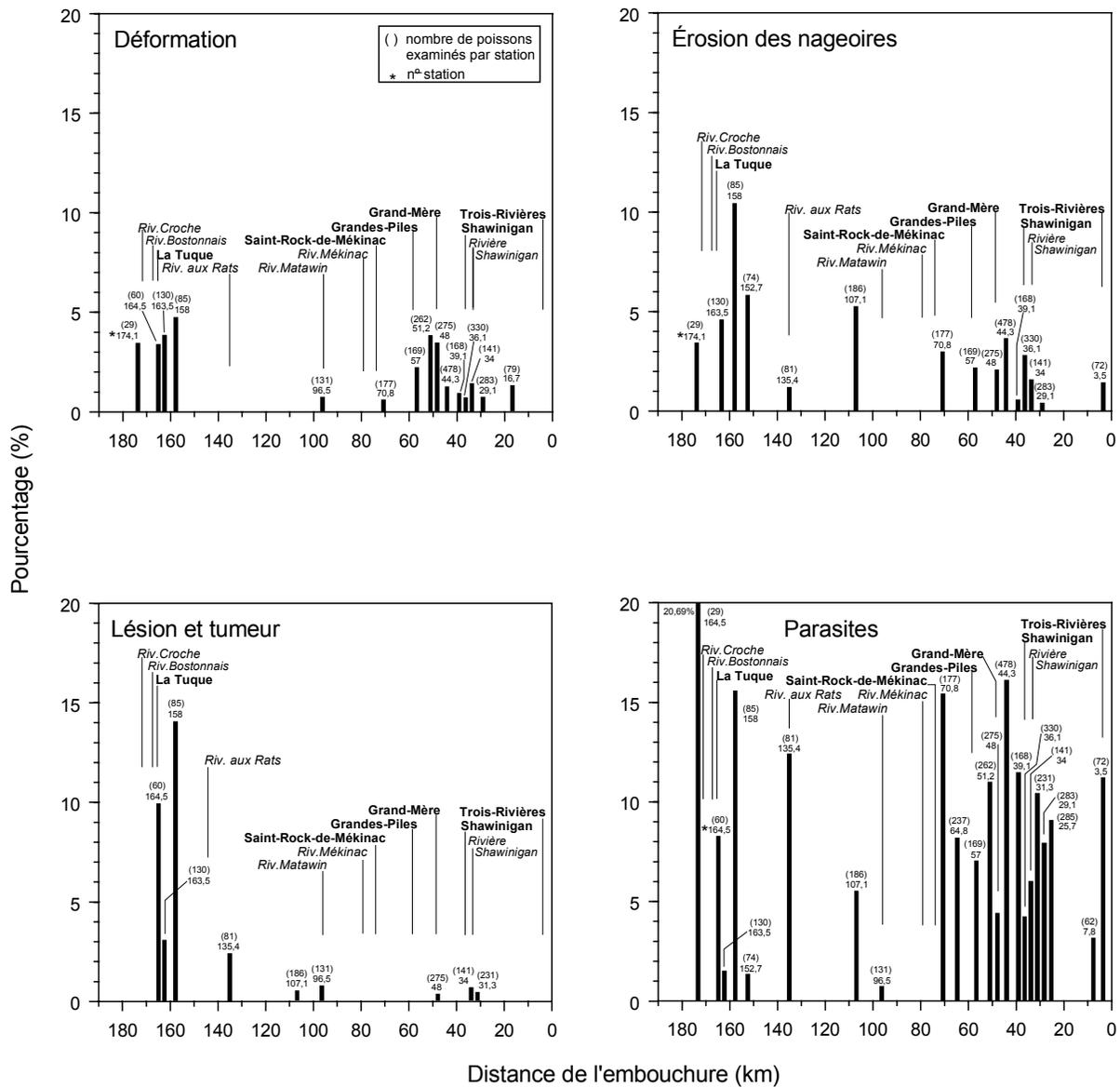


Figure 14 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Saint-Maurice affectée par différents types d'anomalies externes

Les proportions des communautés affectées par d'autres types d'anomalies externes (aveugle, points noirs, enroulement des écailles ou autres anomalies) pour la rivière Saint-Maurice sont fournies à l'annexe 9. La Violette et Richard (1996) présentent une description détaillée des causes reliées au développement de ces différents types d'anomalies. Les anomalies du genre « sangsues - infestation grave » et « yeux exorbités » sont absentes chez les poissons de la rivière Saint-Maurice. L'anomalie « mauvaise condition » n'est, pour sa part, présente qu'à la station 39,1 où 0,6 % des poissons sont atteints.

Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm)

L'indice IWB-IWBm évolue en fonction de la densité et de la biomasse des espèces tolérantes et de leur proportion par rapport à celle relevée chez les autres espèces de la communauté. Plus la densité et la biomasse des espèces tolérantes à la pollution seront élevées par rapport aux autres espèces de la communauté, plus la différence entre l'IWB et l'IWBm sera grande. Selon l'Ohio EPA (1987b), cette différence serait une indication directe de l'altération des communautés piscicoles.

La différence entre l'IWB et l'IWBm prend une valeur généralement inférieure à 0,5 en milieux relativement naturels, et une valeur supérieure à 1 en milieux dégradés. Selon ce critère, seules les stations (stations 164,5, 158 et 135,4) situées aux environs de La Tuque présenteraient une dégradation de leur communauté (figure 15). Les apports de substances organiques et toxiques en provenance de ce secteur pourraient donc être mis en cause (voir Carey *et al.*, 1993; Gagnon *et al.*, 1994; Hodson *et al.*, 1992; Laflamme, 1995; Lapierre, 1995, 2002). Il est important de noter l'importante variabilité de l'indice pour ce secteur amont du tronçon, puisqu'elle pourrait aussi être une indication de l'instabilité du système occasionnée par un stress environnemental résultant d'une forte pollution.

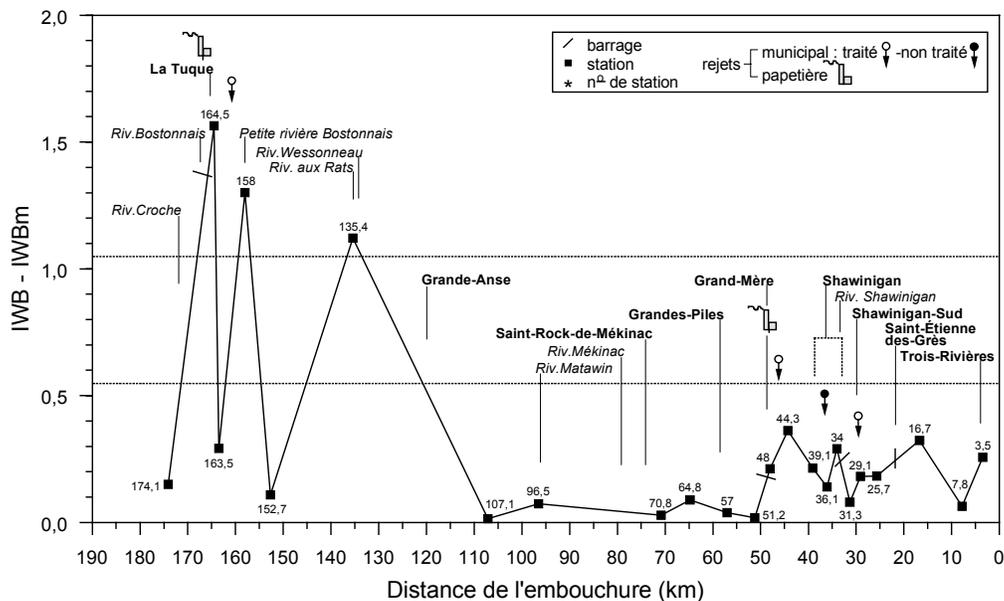


Figure 15 Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié de la rivière Saint-Maurice

Indice d'intégrité biotique (IIB)

Avant de présenter la variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice, une modification doit être apportée à la codification de la variable « le nombre d'espèces intolérantes à la pollution ». Jusqu'à maintenant, nous avons recensé 13 espèces intolérantes à la pollution dans les rivières dont nous avons évalué l'intégrité écosystémique (Richard, 1994; Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998; La Violette, 1999). Mise à part la lamproie de l'est, toutes sont naturellement absentes du Bouclier canadien. On va donc allouer la cote 5 à cette variable, et ce, pour toutes les stations de la rivière Saint-Maurice (tableau 5). Cet artifice est suggéré par Karr *et al.* (1986), et a été utilisé pour les stations amont des rivières de l'Achigan et Ouareau (Richard, 1994), stations également sans espèces intolérantes situées sur le Bouclier canadien.

Tableau 5 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes ¹ (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (x 1,5)
3,5	29 [3]	0 [1]	2,8 [3]	1,5 [5]	0 [5]	1 [3]	0,3 [10]	45
7,8	34 [3]	13 [1]	4,8 [3]	0,0 [5]	0 [5]	3 [5]	0,1 [10]	48
16,7	80 [1]	4 [1]	1,3 [3]	1,3 [5]	0 [5]	1 [3]	0,3 [10]	42
25,7	28 [3]	24 [3]	1,8 [3]	0,0 [5]	0 [5]	1 [3]	0,2 [10]	48
29,1	22 [3]	46 [5]	3,2 [3]	1,2 [5]	0 [5]	1 [3]	0,2 [10]	51
31,3	22 [3]	20 [3]	3,9 [3]	0,5 [5]	0 [5]	1 [3]	0,1 [10]	48
34,0	14 [5]	0 [1]	5,7 [5]	3,1 [3]	0 [5]	1 [3]	0,3 [10]	48
36,1	26 [3]	17 [1]	1,5 [3]	3,5 [3]	0 [5]	1 [3]	0,1 [10]	42
39,1	38 [3]	12 [1]	1,2 [3]	1,6 [5]	0 [5]	1 [3]	0,2 [10]	45
44,3	42 [3]	26 [3]	0,4 [1]	4,1 [3]	0 [5]	1 [3]	0,4 [10]	42
48,0	5 [5]	0 [1]	5,1 [5]	4,2 [3]	1 [5]	1 [3]	0,2 [10]	48
51,2	14 [5]	1 [1]	3,1 [3]	3,8 [3]	0 [5]	1 [3]	0,0 [10]	45
57,0	7 [5]	7 [1]	2,4 [3]	4,4 [3]	0 [5]	1 [3]	0,0 [10]	45
64,8	26 [3]	19 [1]	3,0 [3]	0,0 [5]	0 [5]	1 [3]	0,1 [10]	45
70,8	27 [3]	25 [3]	1,7 [3]	3,6 [3]	0 [5]	1 [3]	0,0 [10]	45
96,5	10 [5]	48 [5]	0,8 [1]	1,5 [5]	1 [5]	1 [3]	0,1 [10]	51
107,1	29 [3]	57 [5]	0,5 [1]	5,8 [1]	1 [5]	1 [3]	0,0 [10]	42
135,4	25 [3]	21 [3]	2,5 [3]	3,6 [3]	1 [5]	1 [3]	1,1 [2]	33
152,7	20 [3]	37 [3]	4,1 [3]	5,8 [1]	1 [5]	1 [3]	0,1 [10]	42
158,0	34 [3]	15 [1]	3,5 [3]	17,7 [1]	1 [5]	1 [3]	1,3 [2]	27
163,5	6 [5]	47 [5]	3,8 [3]	5,4 [1]	1 [5]	2 [5]	0,3 [10]	51
164,5	28 [3]	2 [1]	1,7 [3]	9,9 [1]	1 [5]	1 [3]	1,6 [2]	27
174,1	41 [3]	14 [1]	0,0 [1]	6,9 [1]	0 [5]	1 [3]	0,2 [10]	36

¹ Déformations, érosions, lésions et tumeurs

Le tableau 5 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique ainsi que la contribution de chacune des sept variables qui forment l'indice. L'évolution spatiale de cet indice, qui se veut la

synthèse de l'information la plus pertinente pour statuer sur la santé de l'écosystème aquatique, est présentée à la figure 16.

Il faut d'abord souligner que les valeurs de l'IIB peuvent être soumises à d'importantes variations et biais lorsqu'elles sont déterminées à partir d'un trop faible effectif de poissons ($n \leq 25$), et ce, principalement pour les variables basées sur des proportions (% d'omnivores, % de cyprinidés insectivores, % de piscivores, % d'anomalies) (Lyons *et al.*, 1996; Niemela *et al.*, 1999; Rankin et Yoder, 1999). Cette problématique est particulièrement importante pour la station 174,1 de la rivière Saint-Maurice où le nombre de captures est de 29 individus (annexe 4). Une incertitude persiste donc concernant la classification et la fiabilité de cette valeur de l'intégrité biotique à cette station. Il semble qu'un effectif minimum de 50 captures par station pourrait corriger cette situation (Niemela *et al.*, 1999). Le secteur de La Tuque est le plus dégradé du tronçon. Avec un indice qui oscille entre 3 catégories sur à peine 20 km, la structure des communautés piscicoles y est instable. Les stations 164,5 et 158 présentent l'intégrité biotique la plus faible de la rivière. La proportion des omnivores et espèces tolérantes à la pollution est élevée, tandis que celle des cyprinidés insectivores, espèces généralement sensibles à la pollution, est faible. À ces deux stations, les poissons se caractérisent aussi par un taux d'anomalies externes élevé (DELT de 9,9 et 17,7 %), signe de la mauvaise santé des communautés.

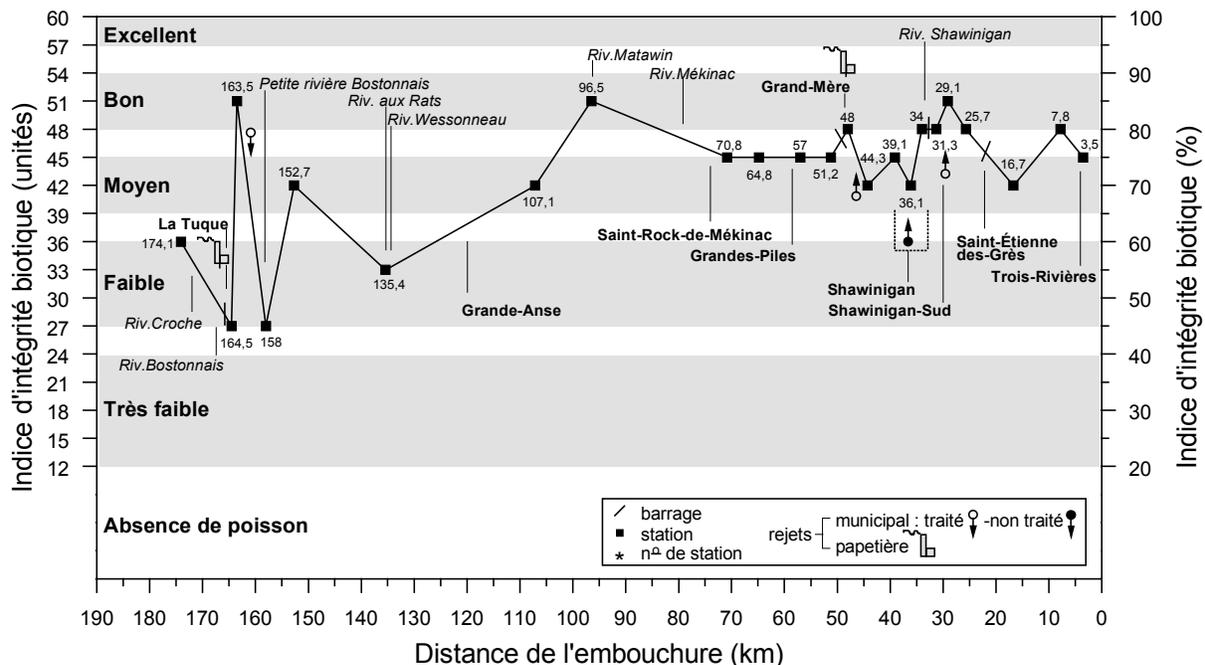


Figure 16 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Saint-Maurice

Au cours de la dernière décennie, plusieurs études ont démontré l'impact de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. (anciennement PFCP) sur le biote (Hodson *et al.*, 1992; Carey *et al.*, 1993; Gagnon *et al.*, 1994; Lapierre, 1995; Champoux, 1996; Couillard et Hodson, 1996; Hontela *et al.*, 1997; Munkittrick *et al.*, 1997; Bussièrès *et al.*, 1998). L'effet de la contamination chimique sur

les poissons pouvait s'observer sur près de 127 km en aval de l'usine. La contamination de la chair des poissons par les dioxines et furannes était importante, et la reproduction du meunier noir en était parfois affectée (Gagnon *et al.*, 1995). Selon les résultats obtenus à l'aide de l'indice d'intégrité biotique, l'effet relié à l'activité papetière en 1996 se limiterait à l'intérieur d'une zone d'environ 60 km, soit entre les stations 164,5 et 107,1. On pourrait donc croire à une certaine amélioration du milieu. Lapierre (2002) observe également une diminution entre 1993 et 1996 de quatre fois en équivalent toxique de la 2, 3, 7, 8-TCDD, diminution imputable au changement des procédés à l'établissement industriel de Cartons Saint-Laurent inc. Le changement de mode de chloration a favorisé des produits produisant moins de dioxines et furannes (ex. : bioxyde de chlore). Les teneurs en acides résiniques dans le meunier noir entier ont également beaucoup diminué depuis l'instauration de traitements secondaires par l'industrie papetière et grâce à l'arrêt du flottage du bois (Lapierre, 2002). Les résultats obtenus à l'aide de l'étude de la contamination des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension illustrent donc, en partie, le succès des efforts de dépollution réalisés depuis les dernières années sur la rivière Saint-Maurice. Cependant, certains problèmes en ce qui regarde les dioxines, furannes, HAP et le mercure persistent (Lapierre, 2002) et pourraient expliquer la baisse de l'intégrité biotique dans le secteur immédiat de La Tuque.

Il faut noter qu'avec 51 unités la cote de l'indice est étonnamment élevée à la station 163,5. La structure de la communauté subit un changement soudain, et l'intégrité biotique globale du milieu est alors jugée bonne à cet endroit. On constate le remplacement des omnivores par les cyprinidés insectivores. La diversité des catostomidés augmente, tandis que la densité et la biomasse des espèces tolérantes à la pollution diminuent. Ces facteurs réunis favorisent une hausse de l'indice. Pourtant, cette station se situe entre les stations 164,5 et 158 où les pressions du secteur affectent la structure et l'état de santé global des communautés piscicoles. La présence de l'île au Goéland, à la hauteur de la station 163,5, pourrait expliquer les changements observés au sein de la communauté. Les îles diversifient les habitats des poissons (présence de rives sapées, zones lentiques et lotiques) et augmentent la superficie de leur zone d'alimentation, créant des micro-habitats favorables aux communautés. Ce même phénomène a aussi été observé par Martel et Richard (1998) au sein de la rivière Chaudière. Toutefois, la grande variabilité de l'IIB en aval de La Tuque peut également être une indication supplémentaire d'un écosystème perturbé. En effet, dans plusieurs cours d'eau, la variabilité de l'IIB est plus grande aux sites de faible intégrité par rapport à ceux de haute intégrité (Karr *et al.*, 1987; Rankin et Yoder, 1990; Fore *et al.*, 1994; Simons et Lyons, 1995; Martel et Richard, 1998). D'après Karr (1991), la variabilité doit être interprétée comme une partie du signal plutôt que comme bruit de fond.

Ce n'est qu'entre les stations 135,4 et 96,5 qu'on assiste à une récupération graduelle de l'écosystème. En effet, l'indice augmente de 18 unités dans ce secteur de la rivière. La proportion des omnivores diminue de plus de la moitié entre les stations 135,4 et 96,5, tandis que celle des cyprinidés insectivores double. Les valeurs de l'indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm) sont inférieures à 0,5, et le taux des anomalies externes baisse à 1,5 % à la station 96,5, signe d'une communauté en bonne santé. De plus, les apports d'une eau de bonne qualité en provenance de la rivière Matawin, rivière qui draine un bassin de près de 6 000 km², semblent contribuer, du moins localement, à l'amélioration notable de l'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice à la station 96,5.

À la hauteur de Saint-Rock-de-Mékinac, l'influence locale de la rivière Matawin semble s'estomper, car on constate une baisse légère de l'intégrité biotique de l'écosystème. La santé de la communauté se détériore, présentant un taux d'anomalies au-dessus de 2 %, et la proportion des omnivores augmente au détriment de celle des cyprinidés insectivores. L'IIB passe de 51 unités (station 96,5) à 45 unités (station 70,8) et maintient une cote oscillant entre moyenne et bonne jusqu'à la confluence de la rivière Saint-Maurice avec le fleuve Saint-Laurent. L'indice subit une légère baisse entre Grand-Mère (station 44,3) et Shawinigan (station 36,1), et plus particulièrement en aval de Saint-Étienne-des-Grès (station 16,7). Les nombreuses sources de contaminants industriels en provenance de Grand-Mère et de Shawinigan (Berryman et Nadeau, 2002; Pelletier, 2002a), la contamination des sédiments en suspension par certains HAP à la hauteur de Shawinigan (Lapierre, 2002) ainsi que le rejet des eaux usées non traitées provenant de la moitié de la population de cette ville (Laflamme, 1995) pourraient contribuer à la baisse de l'intégrité biotique dans ce secteur. Toutefois, la baisse de l'indice décelée à la station 16,7 traduit, tel qu'il a été mentionné précédemment, la présence d'un environnement naturellement instable plutôt qu'une communauté affectée par une source précise de pollution. Finalement, il est important de noter que la qualité médiocre de l'eau constatée à l'embouchure de la rivière Shawinigan (Pelletier, 2002a) n'affecte pas les communautés piscicoles de la rivière Saint-Maurice. L'important débit de la rivière Saint-Maurice à cette hauteur du tronçon pourrait diluer l'impact de ce tributaire sur le Saint-Maurice. L'écosystème subit néanmoins un stress important, puisque les communautés benthiques réagissent négativement à l'arrivée des eaux de la rivière Shawinigan (Pelletier, 2002b). Selon St-Onge (1996) et Piché (1998), les organismes benthiques reflètent probablement l'impact mesuré près des berges où les polluants provenant des pressions environnantes sont souvent plus concentrés. Contrairement aux organismes benthiques, les poissons sont plus nomades et pourraient donc éviter cette zone d'impact immédiat.

Globalement, sur les 170,6 km de rivières étudiées, l'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice est cotée bonne sur 43 km (25,2 %), moyenne sur 89,6 km (52,5 %) et faible sur 38 km (22,3 %). Tel qu'il a été observé pour la rivière Richelieu, la variation spatiale de l'IIB suit une courbe différente de celle obtenue avec l'indice biologique global (IBGN, annexe 10a; Pelletier, 2002b), qui mesure l'intégrité biotique du système aquatique à partir de la composition des organismes benthiques. Les organismes benthiques sont beaucoup plus sédentaires que les poissons (Metcalf, 1989). Il est donc plausible de supposer que la structure de leur communauté reflète plus directement les pressions locales du milieu. La baisse de l'IBGN à l'arrivée de la rivière Shawinigan en est un premier exemple. Un second exemple s'observe en amont des barrages hydroélectriques du Saint-Maurice, où l'IBGN subit une baisse quasi systématique en réponse aux changements d'habitats résultant notamment de la sédimentation des particules fines en suspension et de la réduction rapide du courant, processus qui, contrairement à ce qui se produit dans certaines rivières, ne semble pas affecter les communautés piscicoles de la rivière Saint Maurice.

COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES DE LA RIVIÈRE SHAWINIGAN

Aire d'étude

La rivière Shawinigan prend sa source dans les lacs Shawinigan, Caribou et Wapizagonke. Elle coule en direction sud-est pour se déverser dans la rivière Saint-Maurice, juste en aval du barrage de Shawinigan (figure 1). D'une longueur d'environ 43 km, cette rivière draine un bassin versant d'une superficie de 500,4 km² et présente un débit moyen de 7,6 m³s⁻¹ (Laflamme, 1995).

Résultats et discussion

Habitats et associations ichthyologiques

La figure 17 représente le regroupement des stations d'échantillonnage dont les caractéristiques d'habitats sont similaires. En retenant 1,4 comme niveau de fusion, l'analyse de groupement dégage deux associations distinctes. La première association (groupe I) renferme les trois premières stations situées dans le secteur aval du tronçon, là où la rivière atteint sa largeur maximale. La deuxième association (groupe II) regroupe les stations du secteur amont. La rivière à ces stations est, dans l'ensemble, plus étroite qu'aux stations de la portion aval, et les eaux y sont plus claires (tableau 6).

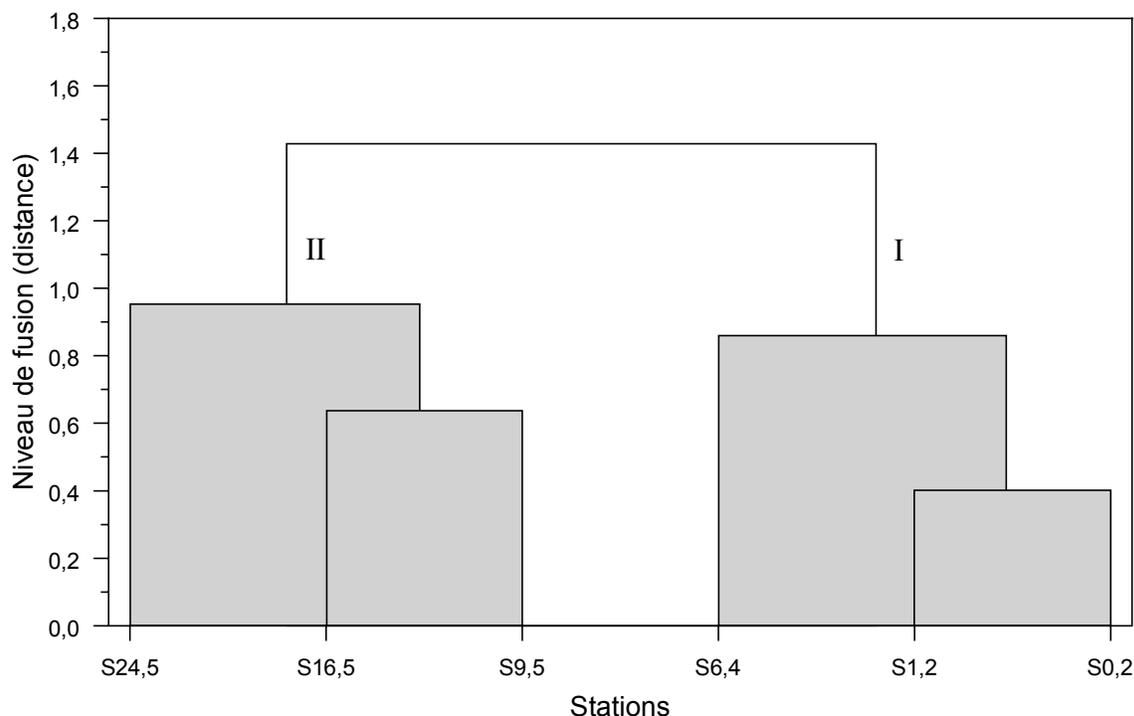


Figure 17 Groupement des stations de la rivière Shawinigan selon leurs caractéristiques d'habitats ichthyologiques

Tableau 6 Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Shawinigan

Station	Groupe ¹	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ²	Densité des macrophytes
S0,2	I	25	46	0,0	1,7	lente	moyenne	bloc-galet	1,5	nulle
S1,2	I	19	46	0,0	1,4	lente	moyenne	sable-gravier	1,7	nulle
S6,4	I	25	125	2,1	≥1,5	lente	moyenne	sable-gravier	2,2	faible
S9,5	II	15	132	2,1	1	lente	élevée	argile-limon	0,8	nulle
S16,5	II	12	146	2,0	≥ 1,5	lente	élevée	argile-limon	1,4	modérée
S24,5	II	10	159	1,3	≥ 1,5	modérée	élevée	sable-gravier	0,8	modérée

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement

² Indice de diversité de Shannon-Weiner

Une analyse similaire à la précédente est présentée à la figure 18. Cette fois-ci, le groupement des stations a été fait en fonction de leur composition ichthyologique plutôt qu'en fonction de la structure de l'habitat. Comme les stations se positionnent, à une exception près, (station S6,4) à l'intérieur des mêmes groupes que ceux basés sur les caractéristiques d'habitat, l'analyse démontre que pour une même rivière, des habitats similaires renferment souvent des communautés piscicoles qui se ressemblent. La station S6,4 fait toutefois exception à cette règle. En effet, la figure 18 indique que la composition spécifique des populations de poissons diffère de celle observée aux stations S0,2 et S1,2, stations ayant des caractéristiques d'habitat similaires à celles de la station S6,4. Le changement abrupt de l'altitude et de la pente entre les stations S1,2 et S6,4 ainsi que la présence du barrage de Shawinigan pourraient affecter la distribution des espèces vers l'amont et expliquer, du moins en partie, les différences observées au sein de ces communautés. La confluence des rivières Saint-Maurice et Shawinigan vers l'embouchure du tronçon ainsi que le changement enregistré en ce qui concerne la physico-chimie de l'eau aux stations S1,2 et S0,2 (Pelletier, 2002a) sont d'autres facteurs qui pourraient expliquer la particularité des communautés dans ce secteur de la rivière.

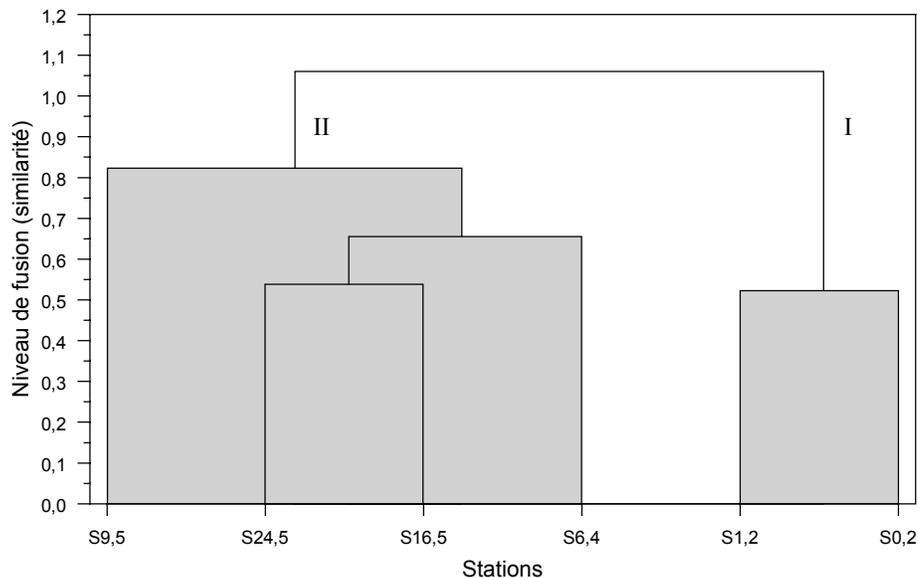


Figure 18 Groupement des stations de la rivière Shawinigan selon la composition de leurs communautés ichthyologiques

On compte 16 espèces de poissons, réparties à l'intérieur de 5 familles dans la rivière Shawinigan. Les plus communes font partie de l'association désignée A aux figures 19 et 20. Parmi elles, on retrouve le crapet de roche, le raseux-de-terre gris, le mullet à cornes, le naseux des rapides ainsi que la lamproie de l'est.

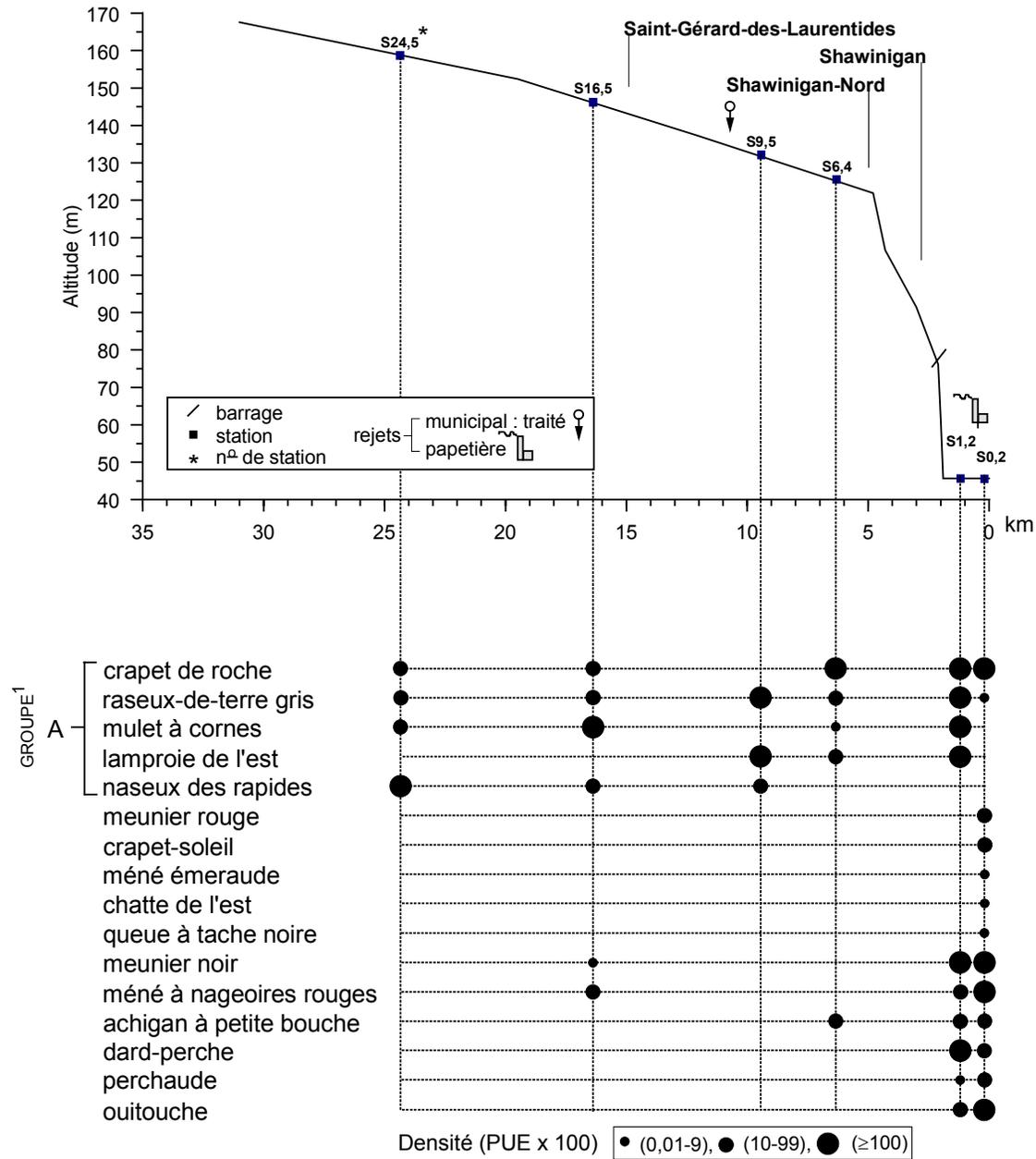


Figure 19 Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan (¹ groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

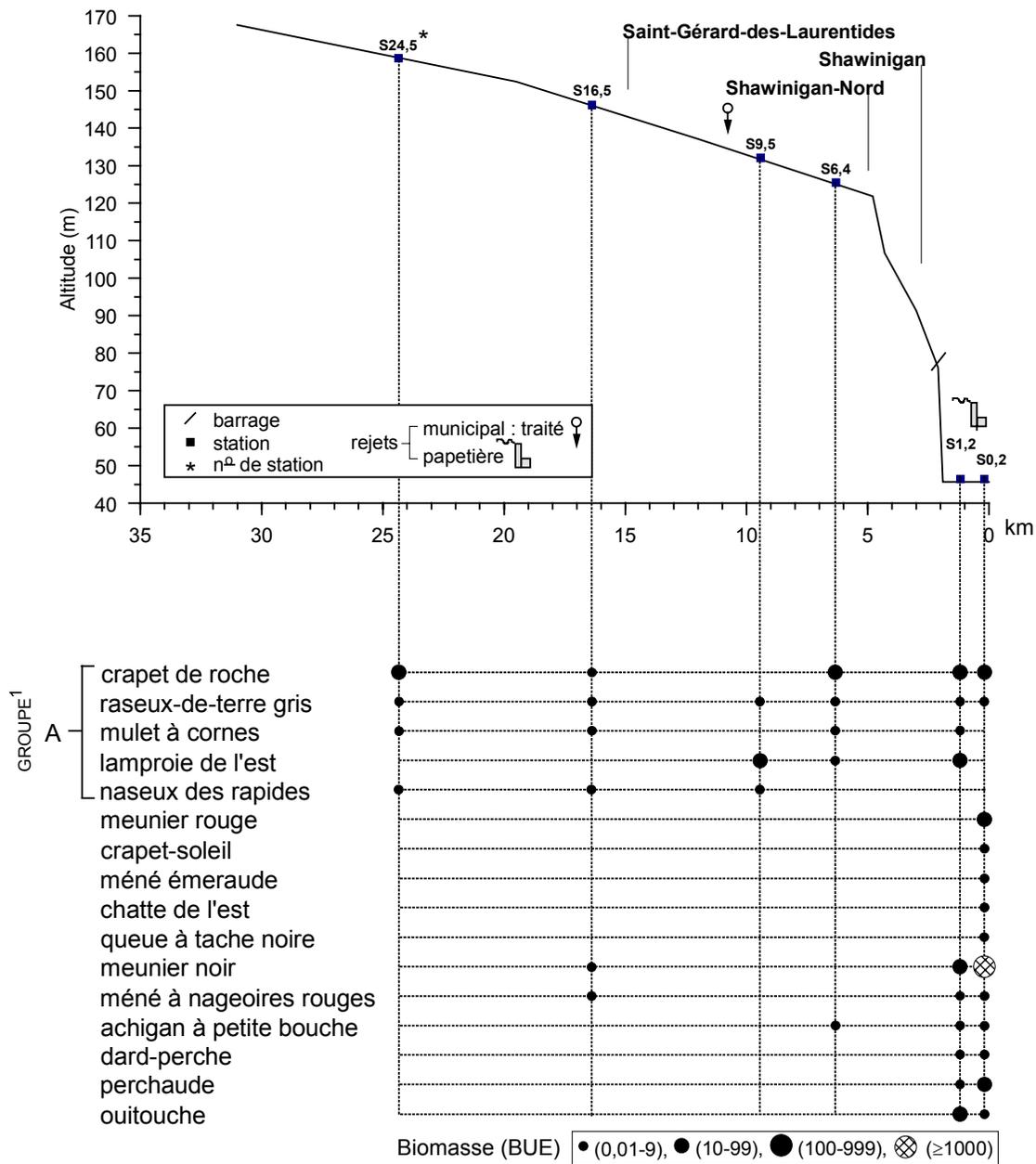


Figure 20 Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan (¹ groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

Densité

Dans la rivière Shawinigan, les prises (PUE) n'atteignent que $7,5 \pm 2,4$ unités en moyenne (figure 21). Cette faible densité des poissons serait associée à la géologie du territoire, soit la localisation de la rivière sur le Bouclier canadien. Les eaux claires du Bouclier canadien sont généralement froides et pauvres en éléments nutritifs, ce qui amène les prises par unité d'effort à des valeurs plus basses que celles recensées pour les rivières dont le substrat est d'origine sédimentaire.

Les PUE connaissent toutefois une augmentation près de l'embouchure de la rivière (stations S0,2 et S1,2). Deux facteurs pourraient en être responsables. D'une part, la proximité du Saint-Maurice, rivière de grand débit qui pourrait favoriser des processus d'immigration des espèces (voir Zalewski *et al.*, 1990; Paller, 1994). D'autre part, les rejets provenant des eaux usées non traitées de la municipalité de Shawinigan et de l'activité industrielle – notamment ceux reliés à l'usine de pâtes et papiers Stone-Consolidated – augmentent la productivité de la rivière aux stations S0,2 et S1,2 (Pelletier, 2002a). Dans un système naturellement pauvre en éléments nutritifs, cet enrichissement pourrait être susceptible de favoriser une augmentation de la densité des poissons.

Pour l'ensemble de la rivière, les prises se concentrent surtout chez le méné à nageoires rouges, la lamproie de l'est, le raseux-de-terre gris, le meunier noir et le crapet de roche. Ces espèces, dont on peut examiner la distribution à la figure 19, représentent respectivement 18,9 %, 16,4 %, 15,4 %, 13,1 % et 12,5 % des prises totales de la rivière Shawinigan.

Biomasse

La variation spatiale de la biomasse des poissons suit une courbe similaire à celle obtenue avec la densité (figure 22). La biomasse totale prélevée par unité d'effort (BUE) est donc basse entre les stations S24,5 et S6,4 (< 30 unités), puis augmente de façon exponentielle à proximité des stations S1,2 et S0,2 où les BUE atteignent alors respectivement 110,5 et 2346,7 unités. L'enrichissement soudain en azote et phosphore lié aux activités urbaines et industrielles (Pelletier, 2002a) est probablement le principal facteur responsable de la hausse de la biomasse aux stations S0,2 et S1,2, puisqu'il favorise une augmentation de la productivité du milieu (voir Larkin et Northcote, 1969; Cole, 1973; Hoyer et Canfield Jr., 1991).

Le meunier noir représente 84,8 % de la biomasse ichthyologique de la rivière Shawinigan. Cette espèce tolérante à la pollution domine clairement les BUE dans le secteur affecté des stations S0,2 et S1,2 où sa biomasse représente 88 % des BUE totales, alors qu'elle demeure inférieure à 0,5 % pour la portion amont du tronçon (station S24,5 à S6,4).

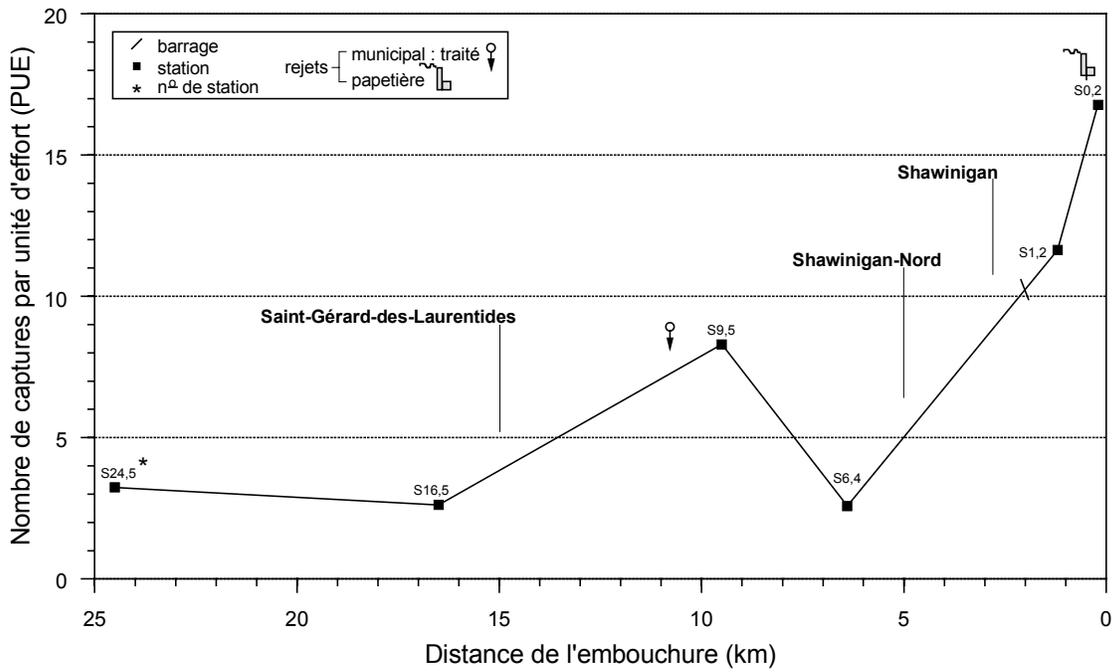


Figure 21 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Shawinigan

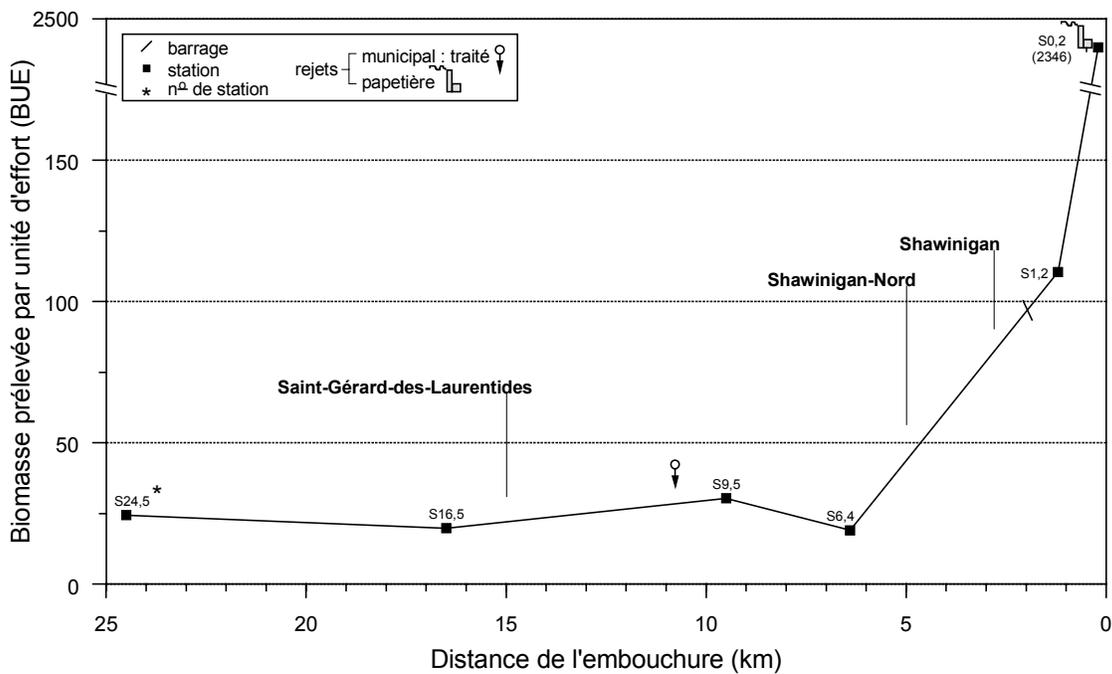


Figure 22 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Shawinigan

Nombre d'espèces

Avec $6,8 \pm 1,6$ espèces de poissons en moyenne, la richesse spécifique de la rivière Shawinigan est l'une des plus faibles de tous les bassins recensés jusqu'à présent par le ministère de l'Environnement (figure 23). Cette rareté des espèces s'expliquerait encore une fois par la faible productivité de la rivière. Il faut noter que le nombre d'espèces est moins élevé dans la rivière Shawinigan que dans la rivière Saint-Maurice, un autre système fluvial du Bouclier canadien ($6,8 \pm 1,6$ versus $10,1 \pm 0,4$ espèces). Cela pourrait s'expliquer par une diminution de la diversité des habitats et par l'environnement souvent plus instable des systèmes de plus petite échelle tel celui de la rivière Shawinigan (voir MacArthur et Wilson 1963; Reyes-Gavilán *et al.*, 1996).

De façon générale, dans la rivière Shawinigan, le nombre d'espèces est constant sur la presque totalité du tronçon. Ce n'est que dans le dernier 1,2 km de rivière qu'une importante augmentation de la richesse spécifique peut être observée. À cet endroit, on compte entre 10 et 13 espèces de poissons, soit le double des espèces recensées pour le secteur amont. Cette augmentation soudaine de la richesse spécifique s'explique probablement par la colonisation de la rivière par certaines espèces que l'on trouve abondamment dans le plus grand système de la rivière Saint-Maurice. On pense notamment au dard-perche, à la perchaude, à la ouitouche et au crapet-soleil (figure 19). La distribution de ces espèces se limite aux deux premières stations de la rivière Shawinigan en raison de l'important gradient observé dans ce secteur (tableau 6). Le barrage de Shawinigan situé entre les stations S1,2 et S6,4 est un autre facteur pouvant limiter l'évolution des espèces vers l'amont du tronçon (voir Reyes-Gavilán *et al.*, 1996).

L'augmentation du nombre d'espèces aux stations S1,2 et S0,2 demeure néanmoins surprenante vu l'importante pollution d'origine urbaine et industrielle enregistrée par Pelletier (2002a) dans ce secteur. Habituellement, ce genre de pression sur le milieu amène une diminution de la richesse spécifique (Karr *et al.*, 1986; Karr, 1991; Wright *et al.*, 1993). Cependant, cette tendance a été observée pour les systèmes à productivité élevée. Dans les systèmes à faible productivité, les apports supplémentaires en matières organiques et nutritives agiraient de façon à augmenter le nombre d'espèces (Lyons *et al.*, 1996; Maret *et al.*, 1997; Wichert et Rapport, 1998). L'enrichissement du milieu ainsi que la proximité de la rivière Saint-Maurice sont donc deux facteurs potentiellement responsables de l'augmentation de la diversité piscicole vers l'embouchure du tronçon.

Niveau de tolérance à la pollution

La densité relative des espèces tolérantes à la pollution est habituellement inférieure à 25 % dans les milieux non perturbés par la pollution ou par la dégradation des habitats (Richard, 1994). Dans la rivière Shawinigan, ces espèces excèdent 22 % des prises pour l'ensemble des stations (figure 24a). Les stations S1,2 et S16,5 présentent des taux aussi élevés que 50 % et 64 %. À la station S1,2, les pressions urbaines et industrielles de la ville de Shawinigan (voir Pelletier, 2002a) contribuent probablement à la forte densité des espèces tolérantes dont les principaux représentants sont le meunier noir et le raseux-de-terre gris. L'abondance de ces espèces à la station S16,5 peut toutefois paraître surprenante compte tenu qu'à cet endroit aucune source

majeure de pollution n'a été détectée. Le mulot à cornes domine de loin les prises par unité d'effort à cette station. Cette espèce pionnière, en plus d'être tolérante à la pollution, s'adapte facilement aux environnements instables (température, pH, niveau d'eau variable) des rivières de tête (Trautman et Gartman, 1974; Leonard et Orth, 1986). Sa présence pourrait donc, tel qu'il a été observé pour la rivière de l'Achigan (Richard, 1994), indiquer l'instabilité des conditions environnementales plutôt qu'une détérioration liée à la pollution du milieu.

Le niveau de dégradation à la station S1,2 ne provoque pas la disparition entière des espèces intolérantes à la pollution. Ainsi, on recense à cette station 14 % d'espèces intolérantes, proportion qui augmente graduellement jusqu'à 63% à la station S9,5, un secteur moins affecté par les pressions sur le milieu. Cette présence d'espèces intolérantes à la pollution s'explique, d'une part, par la bonne qualité des eaux du secteur et, d'autre part, par la dominance des prises de la lamproie de l'est. Cette espèce non parasitique est connue pour frayer en groupes de 3 à 4 douzaines à l'intérieur de quelques mètres carrés, ce qui explique ces densités parfois très élevées (Scott et Crossman, 1973).

Niveaux trophiques

Le déséquilibre de l'organisation trophique des poissons de la rivière Shawinigan se fait particulièrement sentir vers l'amont, c'est-à-dire de la station S6,4 à la station S24,5 (figure 24b). À l'une ou l'autre des ces stations, on peut constater l'absence de cyprinidés insectivores (S6,4), de piscivores (S9,5, S16,5, S24,5) ou d'omnivores (S9,5). Ce déséquilibre résulte probablement d'une communauté particulière qui répond à un environnement instable d'une rivière de tête de bassin (Matthews et Styron, 1981; Richard, 1994) plutôt qu'à une source de pollution. De plus, le nombre réduit d'espèces à ces stations (figure 23) pourrait provoquer des variations aléatoires de la structure trophique des communautés, tel qu'il a été souligné par MacArthur (1955).

La colonisation de la rivière Shawinigan par certaines espèces abondantes de la rivière Saint-Maurice est probablement la cause de la hausse du nombre d'espèces vers l'aval du tronçon. Cette augmentation, qui s'observe particulièrement aux stations S0,2 et S1,2 (figure 23), favorise notamment la colonisation du milieu par les piscivores et les omnivores. La communauté est donc plus diversifiée et l'organisation trophique plus stable à cet endroit qu'ailleurs sur le tronçon. Par contre, la proportion des omnivores – dont le principal représentant est le meunier noir (67 % des PUE) – atteint entre 30 % et 32 % en aval de Shawinigan (stations S0,2 et S1,2), ce qui indique une certaine détérioration du milieu. Aussi, l'abondance des cyprinidés insectivores à la station S0,2 (49 %) peut paraître surprenante compte tenu qu'à cet endroit la rivière coule dans un secteur affecté par les pressions sur le milieu. Cependant, il est manifeste que l'augmentation de ce groupe trophique provient de la dominance dans les prises (PUE) du méné à nageoires rouges. Cette espèce, d'une tolérance intermédiaire à la pollution, a aussi été recensée dans certains secteurs affectés des rivières L'Assomption, Saint-François, Chaudière (Richard, 1994; 1996; Martel et Richard, 1998) et Richelieu (Saint-Jacques, 1998).

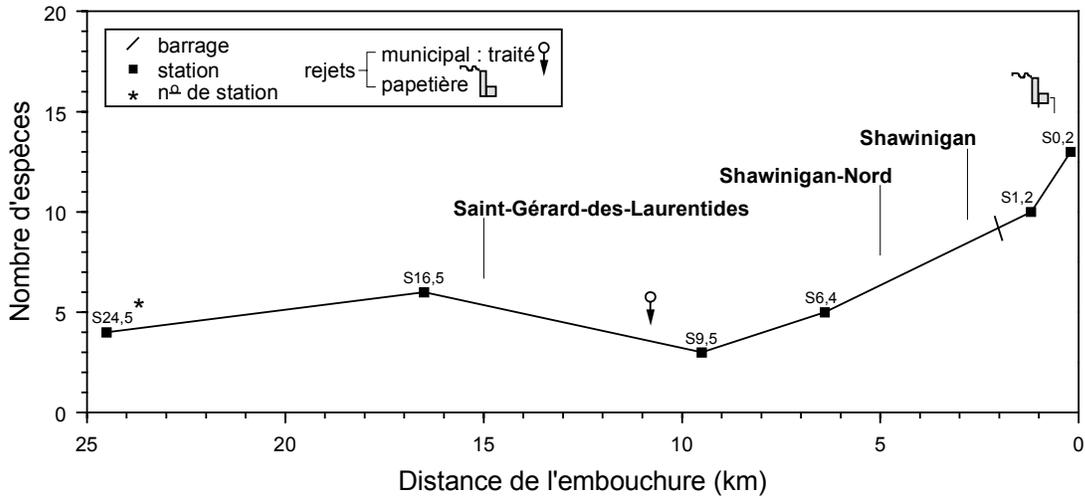


Figure 23 Variation spatiale du nombre d'espèces de poissons de la rivière Shawinigan

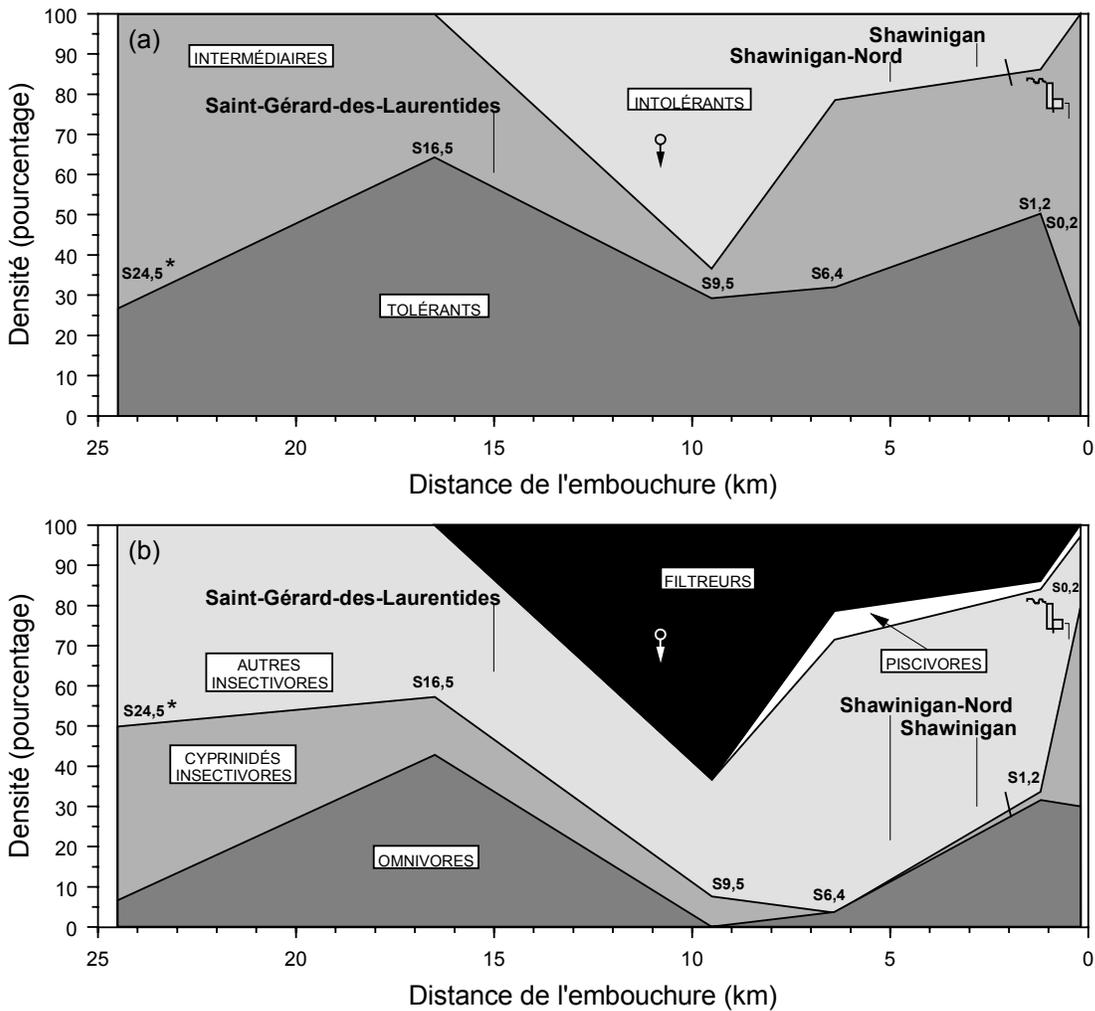


Figure 24 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Shawinigan en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique

Anomalies externes

La variation spatiale du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée par des déformations, l'érosion des nageoires, des lésions ou par des tumeurs (DELT) est présentée à la figure 25. Dans la rivière Shawinigan, la santé de la communauté piscicole présente certains signes de détérioration à la station S24,5, le taux de DELT étant de 3,5 %, et devient mauvaise à la station S0,2 où le taux d'anomalies atteint alors 10,3 %.

Le développement d'anomalies chez les poissons de la station S24,5 paraît étonnant compte tenu qu'à cet endroit la rivière présente une eau de bonne qualité. Par ailleurs, l'effectif de l'échantillon pour une variable basée sur des proportions est probablement trop faible ($n = 30$) pour assurer la fiabilité des résultats et confirmer la dégradation du milieu. En effet, il ressort qu'un seul individu (naseux des rapides) est atteint par des anomalies à cette station.

L'effectif de l'échantillon à la station S0,2 est beaucoup plus fiable ($n = 209$), et le taux de DELT enregistré à la station S0,2 (10,3 %) concorde avec la qualité de l'eau médiocre du secteur. À cet endroit, les rejets urbains non traités combinés aux rejets industriels libérés par l'usine Stone-Consolidated (Belgo) dégradent la qualité des eaux du secteur (Laflamme, 1995; Pelletier, 2002a), ce qui pourrait affecter la santé des poissons. La concentration de phosphore total moyenne ($0,23 \text{ mgL}^{-1}$) ainsi que la demande biochimique en oxygène (DBO_5 ; $4,1 \text{ mgL}^{-1}$) dépassent le critère pour la protection de la vie aquatique établi respectivement pour chacune de ces variables à $0,03 \text{ mgL}^{-1}$ et $3,0 \text{ mgL}^{-1}$ (MENVIQ, 1990). Le nombre moyen de coliformes fécaux par 100 ml s'élève à 6000, alors que les valeurs moyennes de turbidité sont de 17 UTN. Ces valeurs sont de loin supérieures à celles recensées pour les rivières Saint-François (Richard, 1996), Châteauguay (La Violette et Richard, 1996) et Chaudière (Martel et Richard, 1998). Lapierre (2002) décèle également dans le meunier noir entier des teneurs en dioxines et furannes qui dépassent de deux fois les critères pour la protection de la faune terrestre. De plus, cette station serait parmi les trois plus contaminées du bassin selon le nombre de congénères de biphényles polychlorés (BPC) détectés. Finalement, les acides résiniques, souvent associés à l'activité des usines de pâtes et papiers, présentent des teneurs comparables à celles observées pour La Tuque et Grand-Mère. De nombreuses substances toxiques ont également été détectées par Berryman et Nadeau (2002) dans la rivière Shawinigan, en aval de la ville de Shawinigan (BPC, HAP, dioxines et furannes, acides gras et résiniques).

Parmi les espèces les plus affectées par le taux de DELT, mais dont l'effectif est considéré suffisant (soit $n \geq 30$), on trouve le meunier noir (20 %) comme principal représentant (figure 26). Le mode d'alimentation de cette espèce à la surface des sédiments ainsi que sa capacité de survivre en milieux pollués augmentent la probabilité de contacts avec les polluants et, par le fait même, la possibilité de développer des anomalies (Dawe *et al.*, 1964; Brown *et al.*, 1973; Sonstegard, 1977; Black, 1983; Leonard et Orth, 1986; Baumann *et al.*, 1987, 1991; Reash et Berra, 1989; Richard, 1994).

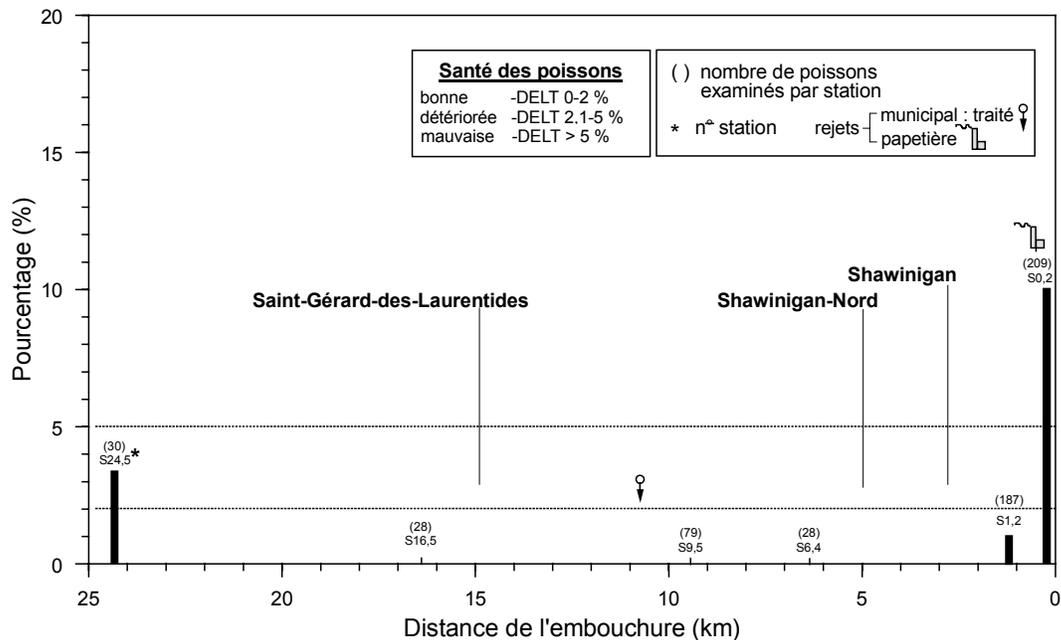


Figure 25 Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Shawinigan affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

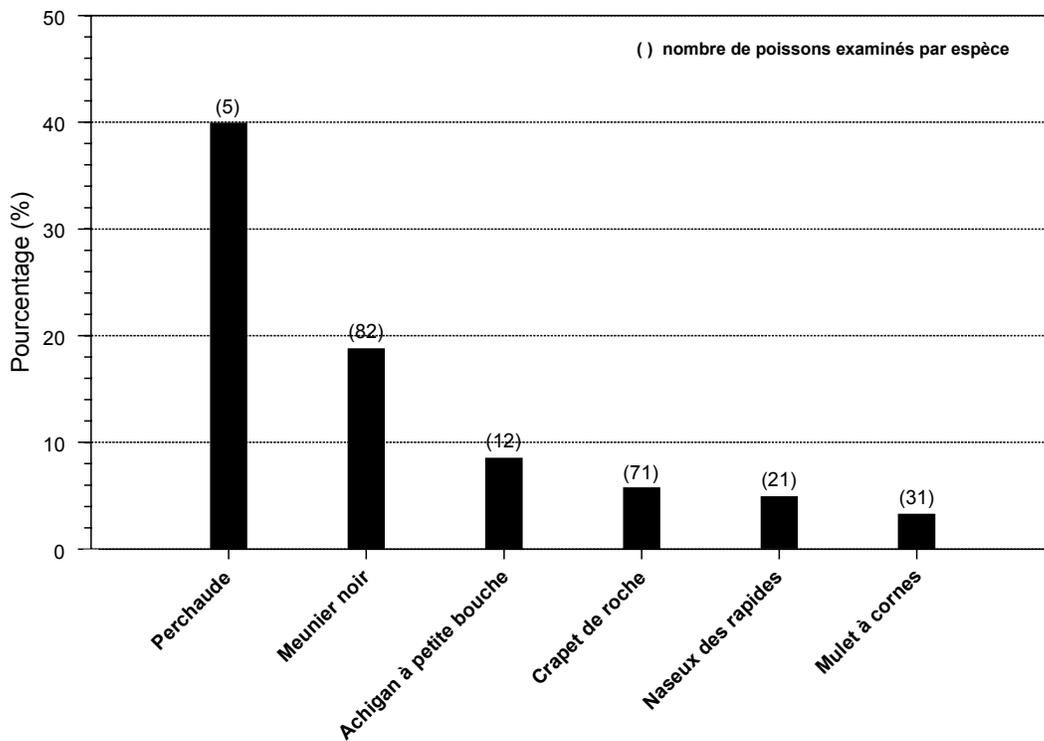


Figure 26 Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Shawinigan affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

Dans l'ensemble, une grande variété d'anomalies affectent les poissons recensés à la station S0,2 (figure 27). Ainsi, on observe autant de cas de déformations corporelles (5 %; colonne vertébrale, rayons des nageoires et autres), que d'érosion des nageoires (5 %). La proportion de lésions ou de tumeurs est de 3 %. Le parasitisme affecte également jusqu'à 7 % de la communauté à cette station. La pollution du secteur pourrait donc être à la fois d'origine organique, chimique et bactériologique. La pollution organique couplée à une dégradation globale du milieu favorise plus particulièrement le développement de lésions et de tumeurs chez les poissons. Les déformations corporelles ainsi que l'érosion des nageoires proviennent, quant à elles, d'une détérioration de la qualité bactériologique et d'une contamination chimique du milieu. La Violette et Richard (1996) présentent une description détaillée des causes reliées de ces différents types d'anomalies. Dans la rivière Shawinigan, l'espèce la plus affectée par ces anomalies est, une fois de plus, le meunier noir avec 4 % des individus touchés par les déformations corporelles, 8 % par des lésions ou tumeurs, 11 % par l'érosion des nageoires et 13 % par le parasitisme. Tout comme pour la rivière Saint-Maurice, les cas de parasitisme sont assez fréquents, et les effluents de fabriques de pâtes et papiers pourraient être mis en cause (voir Khan *et al.*, 1992).

Finalement, il est à noter que les anomalies suivantes sont absentes chez les poissons de la rivière Shawinigan : points noirs (infestation grave), sangsues (infestation grave), champignons, copépodes (infestation grave), aveugle, yeux exorbités et mauvaise condition. L'anomalie « enroulement des écailles » affecte 1 % de la communauté à la station S0,2, alors que les « autres types d'anomalies » affectent respectivement 2 % et 4 % des poissons échantillonnés aux stations S1,2 et S0,2.

Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm)

La variation spatiale de l'indice de dégradation des communautés souligne une dégradation notable du milieu à la station S0,2 (IWB-IWBm > 1; figure 28). Ces résultats corroborent la mauvaise santé des poissons du secteur (DELT : 10 %). Les apports de substances organiques et toxiques provenant des activités urbaines et industrielles sont, par ailleurs, mis en cause (voir Berryman et Nadeau, 2002; Lapierre, 2002).

Le secteur amont de Saint-Gérard-des-Laurentides (station S16,3) présente également certains signes de détérioration, l'indice étant de 0,8 unité. À cette station, l'indice augmente en raison de l'abondance du mulot à cornes. Il est donc plausible de croire que la hausse de l'indice serait reliée à une communauté qui répond, tel qu'il a été mentionné précédemment, à l'environnement instable des rivières de tête de bassin.

Indice d'intégrité biotique (IIB)

Le tableau 7 présente les valeurs de chacune des variables qui ont contribué à la formation de l'indice d'intégrité biotique dont l'évolution spatiale apparaît à la figure 29. Tout comme pour la rivière Saint-Maurice, la cote 5 est allouée à la variable « nombre d'espèces intolérantes à la pollution », et ce, pour toutes les stations de la rivière Shawinigan; en effet, mise à part la

lamproie de l'est, toutes sont naturellement absentes du Bouclier canadien. De plus, nous posons comme hypothèse que l'absence de piscivores aux stations S9,5, S16,5 et S24,5 de la rivière Shawinigan est un phénomène naturel de la portion des rivières en tête de bassin tel que revu par Matthews et Styron (1981) et observé par Richard (1994) sur la rivière de l'Achigan. La cote 5 est donc également allouée à cette variable pour ces stations.

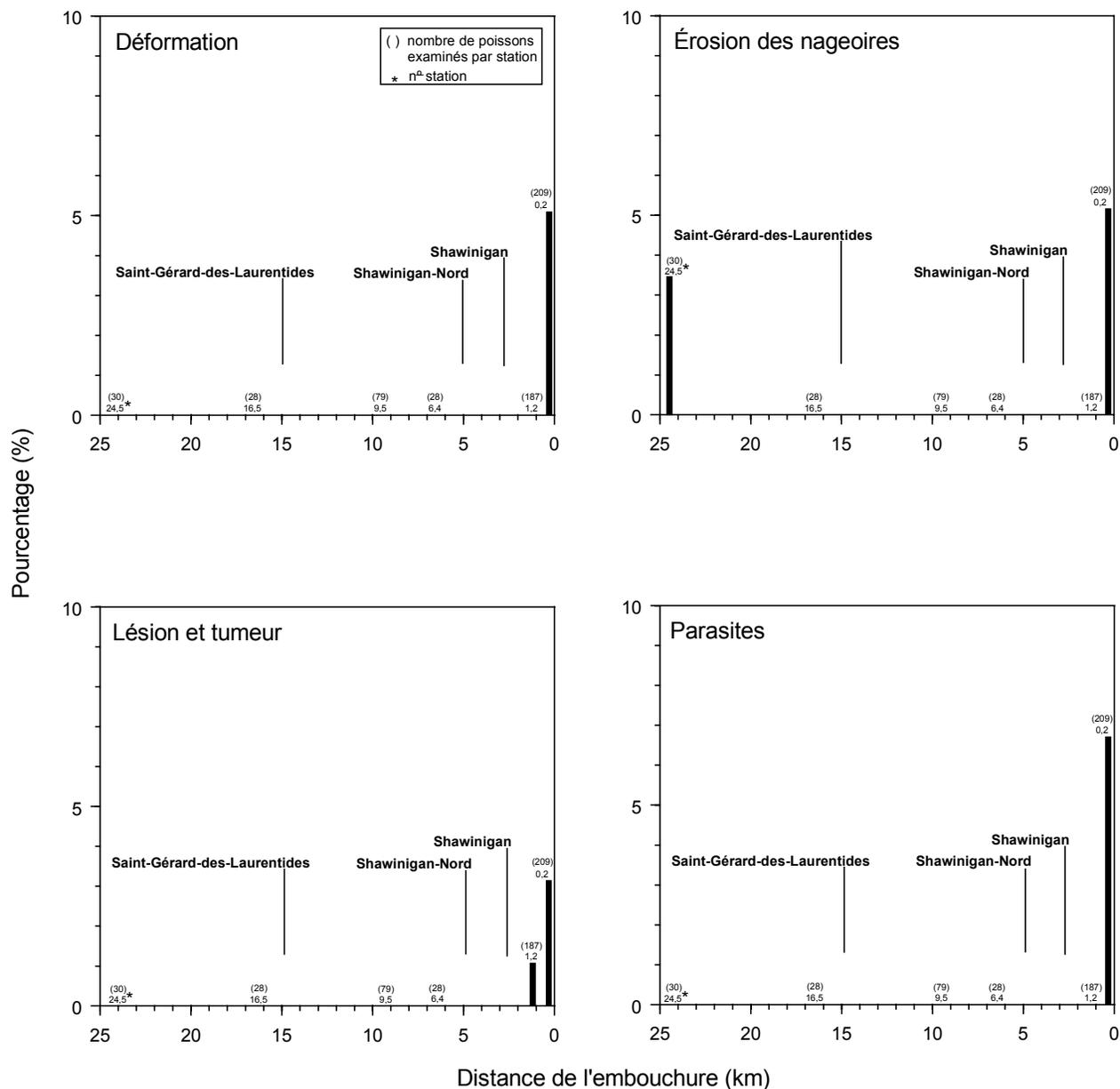


Figure 27 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Shawinigan affectée par différents types d'anomalies externes

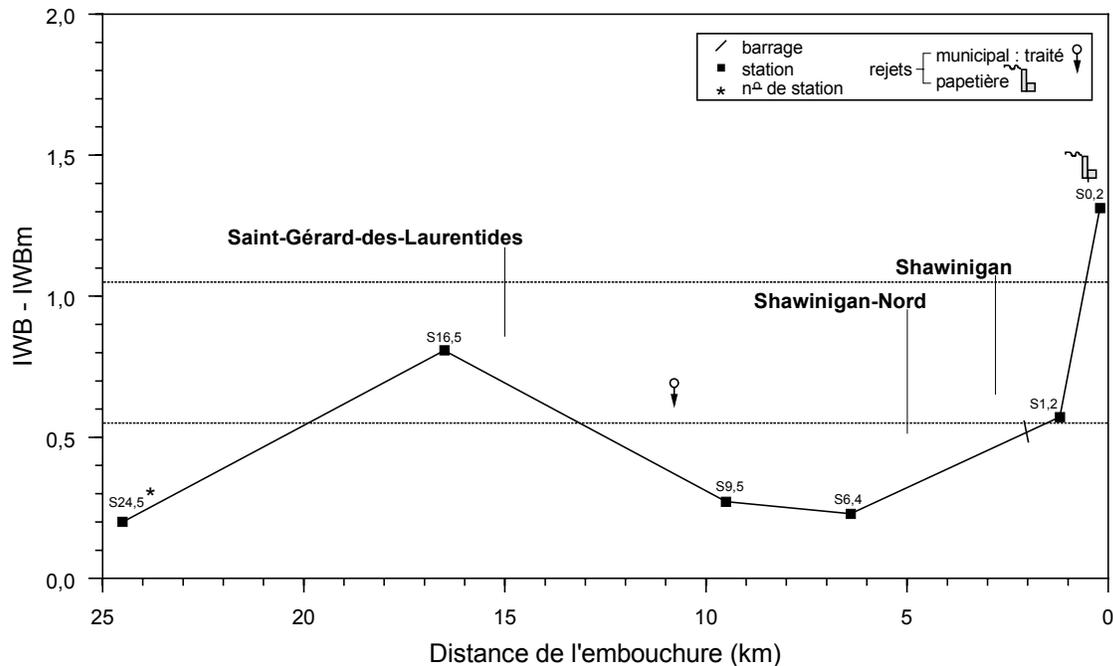


Figure 28 Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié de la rivière Shawinigan

L'indice d'intégrité biotique de la rivière Shawinigan affiche une cote allant de moyenne à bonne sur la presque totalité du tronçon. En effet, sur les 24,3 km de rivière étudiés, l'intégrité biotique est cotée moyenne sur 15,2 km (62,6 %), bonne sur 8,4 km (34,6 %) et faible sur 0,7 km (2,8 %).

C'est à la station S1,2, et principalement à la station S0,2, que l'intégrité écosystémique de la rivière est la plus basse. À ces stations, les pressions urbaines et industrielles sont à la hausse (Pelletier, 2002a) et le milieu est contaminé (Lapierre, 2002; Berryman et Nadeau, 2002). On y trouve des dioxines et furannes, des biphényles polychlorés (BPC), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et plusieurs composés organiques semi-volatils (Berryman et Nadeau, 2002). Cette pollution d'origine chimique et organique représente une menace évidente pour la santé des organismes. Ainsi, à la station S0,2 la fréquence des anomalies externes (DELT) chez les poissons est importante (10 %). Finalement, c'est dans ce secteur que l'indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm) atteint ses valeurs les plus élevées (1,3 unité), autre facteur qui favorise une baisse de l'IIB.

Globalement, la variation spatiale de l'IIB suit une courbe similaire à celle obtenue à l'aide de l'IBGN, un indice qui évalue l'intégrité biotique d'un système à partir de la composition des organismes benthiques (annexe 10b). La relation n'est cependant pas significative ($r_s = 0,64$; $p = 0,17$) en raison de la faible puissance statistique de l'analyse (soit un effectif de 6 stations seulement). Toutefois, ce dernier indice montre lui aussi que c'est à la station S0,2 que l'écosystème a perdu le plus de son intégrité.

Tableau 7 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Shawinigan

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes ¹ (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (x 1,5)
S0,2	30 [3]	49 [5]	2,9 [3]	10,3 [1]	0 [5]	2 [5]	1,3 [2]	36
S1,2	32 [3]	2 [1]	2,1 [3]	1,1 [5]	1 [5]	1 [3]	0,6 [6]	39
S6,4	4 [5]	0 [1]	7,1 [5]	0 [5]	1 [5]	0 [1]	0,2 [10]	48
S9,5	0 [5]	8 [1]	0,0 [5]	0 [5]	1 [5]	0 [1]	0,3 [10]	48
S16,5	43 [3]	14 [1]	0,0 [5]	0 [5]	0 [5]	1 [3]	0,8 [6]	42
S24,5	7 [5]	43 [3]	0,0 [5]	3,5 [3]	0 [5]	0 [1]	0,2 [10]	48

¹Déformations, érosions, lésions et tumeurs

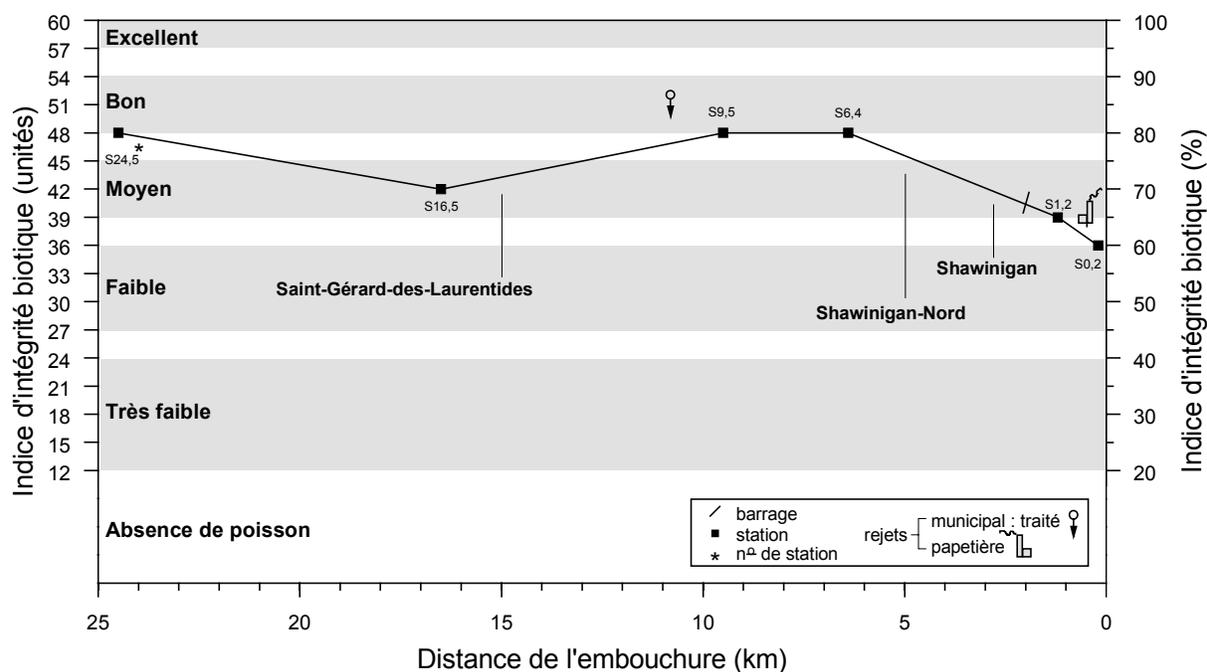


Figure 29 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Shawinigan

Tout comme pour la station 174,1 de la rivière Saint-Maurice, les valeurs de l'IIB pour les stations S24,5, S16,5 et S6,4 peuvent être soumises à d'importantes variations et à des biais, puisqu'elles sont évaluées à partir d'un faible effectif de poissons ($28 \geq n \leq 30$) (annexe 6). Une incertitude persiste donc concernant la classification et la fiabilité des valeurs de l'intégrité biotique à ces stations. Un effectif minimum de 50 captures par station pourrait corriger cette situation (Niemela *et al.*, 1999).

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Le présent rapport fait état de l'intégrité biotique des rivières Saint-Maurice et Shawinigan. L'intégrité globale de ces tributaires a été examinée par le biais des communautés piscicoles, dont la structure et les caractéristiques permettent l'évaluation du degré de dégradation environnementale. Vingt-trois stations réparties sur 170,6 km sur la rivière Saint-Maurice ont été échantillonnées à l'été 1996. Six stations ont été échantillonnées sur la rivière Shawinigan. Certaines stations situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution servaient de stations témoins. D'autres, situées en aval des rejets, permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les stations restantes, réparties de façon à peu près équidistantes le long du tronçon fluvial, permettaient d'évaluer l'étendue des effets ainsi que la distance requise pour la récupération de l'écosystème.

Les résultats obtenus démontrent, dans un premier temps, l'importance des caractéristiques physiques du milieu sur la composition ichthyologique des rivières Saint-Maurice et Shawinigan. La vitesse du courant, la largeur de la rivière, l'altitude et la pente sont parmi les facteurs ayant le plus d'influence sur la distribution et la présence des espèces. D'autres facteurs semblent toutefois contribuer à la modélisation des communautés à certaines stations. On pense notamment à l'impact des pressions industrielles sur la qualité de l'eau et des sédiments à proximité de La Tuque et de Shawinigan, ainsi qu'à la colonisation des espèces du fleuve Saint-Laurent à l'embouchure de la rivière Saint-Maurice et de celles du Saint-Maurice à l'embouchure de la rivière Shawinigan. La présence de billes de bois dans le fond de la rivière pourrait également influencer la composition des communautés, bien qu'aucune donnée ne nous permette d'avancer cette hypothèse.

La densité et la biomasse des poissons recensés dans les rivières étudiées sont généralement faibles, et ce, spécialement au sein de la rivière Shawinigan où les prises n'atteignent que 7,5 unités en moyenne, et où la biomasse totale de poissons prélevée par unité d'effort se situe en deçà de 30 unités pour la majorité des stations. La faible productivité naturelle de ces rivières, toutes deux situées sur le Bouclier canadien, pourrait en être la cause principale. Pour chacun de ces systèmes, la variation spatiale de la biomasse des poissons suit une courbe similaire à celle obtenue avec la densité. Le meunier noir crée toutefois une hausse disproportionnée de la biomasse des poissons à proximité de La Tuque. L'activité industrielle du secteur, menée principalement par l'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc., serait susceptible d'augmenter l'apport en substances nutritives au cours d'eau, ce qui pourrait favoriser une hausse importante de la biomasse du meunier noir, espèce tolérante à la pollution. L'enrichissement en azote et phosphore associé aux pressions urbaines et industrielles du secteur de Shawinigan (stations S1,2 et S0,2 – rivière Shawinigan) génère également une hausse de la biomasse des poissons. Encore une fois, c'est le meunier noir qui domine la biomasse dans ce secteur affecté, représentant près de 88 % des BUE totales.

Les rivières Saint-Maurice et Shawinigan sont, pour ainsi dire, peu diversifiées. Ainsi, on ne compte que 10 espèces en moyenne par station pour la rivière Saint-Maurice et 7 pour la rivière Shawinigan, comparativement à 14 pour la rivière Saint-François, 15 pour la rivière Châteauguay et 19 pour la rivière Richelieu. La faible productivité naturelle des rivières analysées serait une

fois de plus mise en cause. De façon générale, le nombre d'espèces varie très peu le long des tronçons étudiés. Ce n'est que dans le dernier 1,2 km de la rivière Shawinigan qu'une importante augmentation de la richesse spécifique peut être observée. L'enrichissement du milieu ainsi que la colonisation du secteur par certaines espèces de la rivière Saint-Maurice seraient les principaux facteurs responsables de la diversification des communautés à cet endroit.

En aval de La Tuque et en aval de Shawinigan (station S1,2 – rivière Shawinigan), les polluants modifieraient considérablement la composition des communautés piscicoles parce qu'ils favorisent l'implantation d'espèces tolérantes à la pollution. Ces espèces peuvent représenter entre 40 % et 50 % des prises par unité d'effort, alors qu'elles sont habituellement inférieures à 25 % dans les milieux non perturbés par la pollution ou par la dégradation des habitats. Dans ces mêmes secteurs, les polluants provoquent aussi un certain déséquilibre de la chaîne trophique. Par exemple, la densité relative des cyprinidés insectivores – espèces généralement sensibles à la pollution – n'atteint que 2 % à la station aval de l'effluent de la papetière de La Tuque, alors qu'elle devrait être supérieure à 20 % chez les communautés non affectées par la pollution. L'abondance des omnivores (30 - 32 %) – espèces opportunistes – est une indication supplémentaire de la détérioration du milieu en aval de Shawinigan (station S0,2 et S1,2 – rivière Shawinigan). Ces derniers dominent également la communauté échantillonnée en amont de Saint-Gérard-des-Laurentides (station S16,5). Toutefois, l'abondance des omnivores à cette station s'explique par la présence du mulot à cornes, espèce pionnière. Il pourrait donc s'agir d'une communauté particulière qui répond à un environnement instable et non pas à une source de pollution.

La pollution a aussi un effet direct sur la santé des poissons parce qu'elle provoque l'apparition d'anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs). Dans la rivière Saint-Maurice, la fréquence des anomalies de type DELT dépasse 5 % pour 6 des 23 stations échantillonnées, seuil au-delà duquel la santé des communautés est considérée mauvaise. Au total, 5 de ces 6 stations se concentrent à proximité de La Tuque où plusieurs substances toxiques ont été détectées (BPC, dioxines, furannes, acides gras) et pourraient menacer la santé des poissons. La proportion des anomalies de type DELT enregistrée à la station 158 est particulièrement inquiétante. À cet endroit, 18 % des poissons sont atteints, et la communauté présente un développement prématuré des anomalies, signe de conditions environnementales très stressantes. Pour cette même station, les teneurs en dioxines et furannes décelées dans le meunier noir dépasseraient de quatre fois le critère pour la protection de faune terrestre.

Dans la rivière Shawinigan, seule la station S0,2 située à l'embouchure de la rivière présente un taux de DELT supérieur à 5 %. Cette proportion, qui atteint 10,3 %, va de pair avec la qualité de l'eau médiocre du secteur où la concentration du phosphore total ($0,23 \text{ mgL}^{-1}$) et la DBO_5 ($4,1 \text{ mgL}^{-1}$) dépassent le critère pour la protection de la vie aquatique établi respectivement pour chacune de ces variables à $0,03 \text{ mgL}^{-1}$ et $3,0 \text{ mgL}^{-1}$. Cette dégradation du milieu pourrait être causée par les rejets organiques et toxiques en provenance de l'industrie papetière, vu la présence dans le milieu aquatique de BPC, de HAP, de dioxines et furannes, d'acides gras et résiniques.

C'est finalement grâce à l'évolution spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) que l'évaluation globale de l'état de santé des rivières Saint-Maurice et Shawinigan peut s'effectuer. Cet indice

combine des caractéristiques de composition, d'abondance, d'organisation trophique et de condition des poissons, dont l'information reliée aux anomalies (DELTA) et à la différence entre l'IWB et l'IWBm (indice de dégradation des communautés).

Dans la rivière Saint-Maurice, le secteur de La Tuque est, selon les résultats compilés à l'aide de l'IIB, le secteur le plus dégradé du tronçon. L'indice, qui oscille entre 3 catégories sur à peine 20 km, souligne l'instabilité des communautés piscicoles. La proportion des omnivores et des espèces tolérantes à la pollution est élevée, tandis que celle des cyprinidés insectivores est faible. Les poissons affichent également un taux d'anomalies externes variant entre 10 % et 18 %, signe de la mauvaise santé des communautés. À cet endroit, l'activité de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. pourrait compromettre l'intégrité biotique du milieu. Selon les résultats obtenus, l'effet de cette activité en 1996 se limiterait toutefois à l'intérieur de 30 km (stations 154,5 à 135,4), alors que dans le passé elle pouvait s'étendre sur près de 127 km. L'instauration de traitement secondaire par l'industrie ainsi que l'arrêt du flottage du bois seraient les deux principaux facteurs responsables de cette amélioration.

Par la suite, en raison de l'absence de nouvelles sources de pollution, on assiste à une récupération graduelle de l'écosystème jusqu'à la station 96,5, où l'intégrité est alors jugée bonne. À la hauteur de Saint-Rock-de-Mékinac, l'intégrité de l'écosystème se dégrade légèrement. La santé des poissons se détériore ($2\% \geq \text{DELTA} \leq 5\%$), et la proportion des omnivores – espèces généralement tolérantes à la pollution – augmente jusqu'à l'embouchure de la rivière au détriment des cyprinidés insectivores, espèces plus sensibles. Malgré tout, et même pour le secteur très industrialisé de Grand-Mère et Shawinigan, l'intégrité biotique oscille entre la cote moyenne et bonne, et ce, jusqu'à la confluence de la rivière avec le fleuve Saint-Laurent. L'arrivée des eaux polluées de la rivière Shawinigan n'engendre pas de baisse subséquente de l'indice. L'important débit de la rivière Saint-Maurice à cette hauteur du tronçon permet probablement une bonne dilution des polluants. Globalement, sur les 170,6 km étudiés, l'intégrité biotique est cotée bonne sur 43 km (25,2 %), moyenne sur 89,6 km (52,5 %) et faible sur 38 km (22,3 %).

L'indice d'intégrité biotique de la rivière Shawinigan affiche, pour sa part, une cote bonne à moyenne sur la presque totalité du tronçon. En effet, sur les 24,3 km de rivières étudiés, l'intégrité est cotée bonne sur 8,4 km (34,6 %), moyenne sur 15,2 km (62,6%) et faible sur 0,7 km (2,8 %).

C'est à la station S1,2, et principalement à la station S0,2, que l'intégrité de la rivière est la plus basse. Dans ce tronçon, les pressions urbaines, mais surtout industrielles en provenance de Shawinigan, sont à la hausse et le milieu est contaminé. La pollution d'origine chimique et organique représente une menace certaine pour la santé des organismes. Ainsi, à la station S0,2 la proportion d'anomalies de type DELTA chez les poissons est élevée (10 %).

Dans l'ensemble, les résultats obtenus à l'aide de l'IIB fournissent un très bon aperçu de l'état de santé des communautés piscicoles du bassin et de l'effet des pressions environnantes sur l'intégrité biotique globale des rivières Saint-Maurice et Shawinigan. Toutefois, une incertitude persiste dans la fiabilité des valeurs d'intégrité biotique présentées à la station 174,1 de la rivière Saint-Maurice et aux stations S6,4, S16,5 et S24,5 de la rivière Shawinigan. Ces valeurs sont

basées sur un faible effectif de poissons ($28 \geq n \leq 30$). Pour corriger cette situation, les échantillonnages futurs devront être intensifiés afin d'atteindre un effectif d'au moins une cinquantaine de captures par station.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Pierre Magnan, professeur au Département de chimie-biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières, et Dany Bussièrès du GIROQ (Université Laval) pour la révision scientifique de ce rapport. Nous remercions également Luc Jauron et Michel Groleau de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (MENV) pour l'avoir commenté. Nos remerciements s'adressent également à Lyne Pelletier, Louise Lapierre, Dave Berryman et Nathalie La Violette du ministère de l'Environnement pour les échanges d'information et leurs précieux commentaires. Merci à l'équipe technique : Roger Audet, Jean-Philippe Baillargeon, Yves Laporte, Francine Matte-Savard, Nathalie Milhomme et Raynalda Huard.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AADLAND, L. P., 1993. *Stream habitat types : their fish assemblages and relationship to flow*, N. Am. J. Fish. Manage. 13 : 790-806.

ADAMS, S.M., A.M. BROWN et R.W. GOEDE, 1993. *A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field*, Trans. Am. Fish. Soc. 122 : 63-73.

ALLAN, J.D., D.L. ERICKSON et J. FAY, 1997. *The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales*, Freshw. Biol. 37 : 149-161.

ALLAN, J.D. et A.S. FLECKER, 1993. *Biodiversity conservation in running waters : identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems*, BioSci. 43(1) : 32-43.

ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1984. *Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream*, Trans. Am. Fish. Soc. 113 : 716-726.

BAUMANN, P.C., W.D. SMITH et W.K. PARLAND, 1987. *Tumor frequencies and contaminant concentrations in brown bullheads from an industrialized river and a recreational lake*, Trans. Am. Fish. Soc. 116 : 79-86.

BAUMANN, P.C., M.J. MAC, S.B. SMITH et J.C. HARSHBARGER, 1991. *Tumor frequencies in walleye (*Stizostedion vitreum*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) and sediment contaminants in tributaries of the Laurentian Great Lakes*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 : 1804-1810.

BEECHER, H.A., E.R. DOTT et R.F. FERNAU, 1988. *Fish species richness and stream order in Washington state streams*, Env. Biol. Fish. 22(3) : 193-209.

BENGTSSON, B.E., A. BENGTSSON et M. HIMGERG, 1985. *Fish deformities and pollution in some Swedish waters*, *Ambio* 14(1) : 32-35.

BERGERON, M., D.J. MARCOGLIESE et P. MAGNAN, 1997. *The parasite fauna of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in relation to lake morphometrics and the introduction of creek chub, *Semotilus atromaculatus* (Mitchill)*, *Écoscience* 4(4) : 427-436.

BERRYMAN, D., A. NADEAU ET C. DEBLOIS, 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de mousses aquatiques et de cellules à dialyse, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0292, rapport n° EA/2002-03, 60 p. et 8 annexes.

BLACK, J.J., 1983. *Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara River fish*, *J. Great Lakes Res.* 9(2) : 326-334.

BOET, PH., J. ALLARDI et J. LEROY, 1991. *Le peuplement ichthyologique du bassin de l'Yonne*, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 320 : 7-28.

BOSCHUNG, H., 1987. *Physical factors and the distribution and abundance of fishes in the upper Tombigbee River system of Alabama and Mississippi, with emphasis on the Tennessee-Tombigbee waterway*, dans *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*, Matthews, W.J. et D. C. Heins (eds),

BOTHWELL, M.L., 1992. *Eutrophication of rivers by nutrients in treated kraft mill effluent*, *Water Pollu. Res. J. Canada* 27(3) : 447-472.

BRAMBLETT, R. G. et K. D. FAUSCH, 1991. *Variable fish communities and the index of biotic integrity in a Western Great Plains River*, *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 752-769.

BROWN, E.R., J.J. GAZDRA, L. KEITH, I. GREENSPAN, J.B.G. KWAPINSKI et P. BEAMER, 1973. *Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted Canadian waters*, *Cancer Res.* 33(2) : 189-198.

BROWN V.M., 1975. *Fishes*, dans *River Ecology*, Whitton, B.A. (ed), vol. 2, University of California Press.

BURSEY, C.R., 1987. *Myxosporidian lesions of the Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*)*, *J. Wildl. Dis.* 23(4) : 572-575.

BUSSIÈRES, D., M.M. GAGNON, J. DODSON et P.V. HODSON, 1998. *Does annual variation in growth and sexual maturation of white sucker (*Catostomus commersoni*) confound comparisons between pulp mill contaminated and reference rivers?*, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 : 1068-1077.

CAIRNS, JR. J. et K. L. DICKSON, 1971. *A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharge on aquatic bottom-dwelling organisms*, *Journal WPCF.* 43 : 755-772.

CALLICOTT, J. B., 1995. *A review of some problems with the concept of ecosystem health*, Ecosystem Health 1(2) : 101-112.

CAREY, J.H., P.V. HODSON, K.R. MUNKITTRICK et M.R. SERVOS, 1993. *Recent canadian studies on the physiological effects of pulp mill effluent on fish*, Environment Canada, Fisheries and Oceans, 20 pages.

CASTRO, M. et W. LAWING, 1995. *A study of sampling strategies for estimating growth parameters in fish populations*, Fisheries Research 22 : 59-75.

CCCSF (CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE), 1995. *Quelques maladies courantes chez les poissons d'eau douce*, Bulletin du Centre de la Santé de la Faune 3(2) : 2-5.

CHAMPOUX, L., 1996. *PCBS, dioxins and furans in hooded merganser (Lophodytes cucullatus), common merganser (Mergus merganser) and mink (Mustela vison) collected along the St.Maurice River near La Tuque, Québec*, Environ. Pollut. 92 (2) : 147-153.

CHAPLEAU, F., 1980. *La variation morphologique chez deux espèces de dards du Québec : Etheostoma nigrum rafinesque et Etheostoma olmstedii Storer (Percidae; Etheostomatinae)*, Québec, mémoire de maîtrise, Département des sciences biologiques, Université de Montréal, 93 p.

CHRISTIAN, J.J., 1950. *The adreno-pituitary system and population cycles in mammals*, J. Mammal. 31: 247-259.

CHRISTIAN, J.J. et D.E. DAVIS, 1964. *Endocrines, behaviour, and population*, Sci. 146 : 1550-1560.

COLE, R.A., 1973. *Stream community response to nutrient enrichment*, Journal WPCF 45(9) : 1874-1888.

COUILLARD, C.M., P.V. HODSON, P. GAGNON et J.J. DODSON, 1995. *Lesions and parasites in white suckers, Catostomus commersoni, in bleached-kraft pulp mill-contaminated and reference rivers*, Environ. Toxicol. Chem. 14(6) : 1051-1060.

COUILLARD, C.M. et P.V. HODSON, 1996. *Pigmented macrophage aggregates : a toxic response to fish exposed*, Environ. Toxicol. Chem. 15(10) : 1844-1854.

CROSS, J.N., 1985. *Fin erosion among fishes collected near a southern California municipal wastewater outfall*, Fish. Bull. 83(2) : 195-206.

CRUMBY, D.W., M.A. WEBB, F.J. BULOW et H.J. CATHEY, 1990. *Changes in biotic integrity of a river in north-central Tennessee*, Trans. Am. Fish. Soc. 119 : 885-893.

DAWE, C.J., M.F. STANTON et F.J. SCHWARTZ, 1964. *Hepatic neoplasms in native bottom-feeding fish of deep Creek Lake, Maryland*, Cancer Res. 24 : 1194-1201.

DUBOIS, N., D.J. MARCOGLIESE et P. MAGNAN, 1996. *Effects of the introduction of white sucker, *Catostomus commersoni*, on the parasite fauna of brook trout, *Salvelinus fontinalis**, Can. J. Zool. 74(7) : 1304-1312.

ELLER, L.L., 1975. *Gill lesions in freshwater teleosts*, p. 305-330 dans *The Pathology of Fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds). Madison : University of Wisconsin Press, 1004 p.

ESCH, G.W., J.W. GIBBONS, et J.E. BOURQUE, 1975. *An analysis of the relationship between stress and parasitism*, Am. Midl. Nat. 93(2): 339 - 353.

FAUSCH, K.D., J.R. KARR et P.R. YANT, 1984. *Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities*, Trans. Am. Fish. Soc. 113 : 39-55.

FORE, L.S., J.R. KARR et L.L. CONQUEST, 1994. *Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51 : 1077-1087.

FORTIN, R. et É. MAGNIN, 1972. *Quelques aspects qualitatifs et quantitatifs de la nourriture des perchaudes, *Perca flavescens* (Mitchill), dans la grande anse de l'île Perrot, au lac Saint-Louis*, Ann. Hydrobiol. 3(2) : 79-91.

FRIDRIKSSON, A., 1934. *On the calculation of age-distribution within a stock of cod by means of relatively few age-determinations as a key to measurement on a large scale*, rapports et procès-verbaux du Conseil international pour l'exploitation de la mer, 86, 6 p.

GAGNON, M.M., J.J. DODSON, P.V. HODSON, G. VAN DER KRAAK et J.H. CAREY, 1994. *Seasonal effects of bleached kraft mill effluent on reproductive parameters of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations of the St-Maurice river, Québec, Canada*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 337-347.

GAGNON, M.M., D. BUSSIERES, J.J. DODSON et P.V. HODSON, 1995. *White sucker (*Catostomus commersoni*) growth and sexual maturation in pulp mill-contaminated and reference rivers*, Environ. Toxicol. Chem. 14(2) : 317-327.

GAINES, J. L. JR. et W. A. ROGERS, 1975. *Some skin lesions of fishes*, dans *The Pathology of Fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds). Madison : University of Wisconsin Press, 1004 p.

GAMMON, J.R., 1980. *The use of community parameters derived from electrofishing catches of river fish as indicators of environmental quality*, Seminar on Water Quality Management Trade-Offs, EPA-905/9-80-009, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., p. 335-363.

GAMMON, J.R., C.W. GAMMON et M.K. SCHMID, 1990. *Land use influence on fish communities in central Indiana streams*, Proceedings of the 1990 Midwest Pollution Control Biologists Meeting, Wayne S. Davis, EPA 905/9-90-005, U.S. Environmental Protection Agency Region V, Environmental Sciences Division, Chicago, p. 111-120.

GOODCHILD, C.D., 1993. *Status of the tessellated darter, Etheostoma olmstedi, in Canada*, Can. Field Nat. 107(4) : 423-430.

GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. *Habitat structure and stream fish communities*, Ecology 59(3) : 507-515.

GRAY, J.S., 1989. *Effects of environmental stress on species rich assemblages*, Biol. J. Limn. Soc. 37 : 19-32.

HALL, Jr., L.W., S.A. FISHER, W.D. KILLEN, Jr., M.C. SCOTT, M.C. ZIEGENFUSS et R.D. ANDERSON, 1994. *Status assessment in acid-sensitive and non-acid-sensitive Maryland coastal plain streams using an integrated biological, chemical, physical, and land-use approach*, J. Aquat. Ecosyst. Health 3 : 145-167.

HOCUTT, C.H. et J.R. STAUFFER, 1975. *Influence of gradient on the distribution of fishes in Conowingo Creek, Maryland and Pennsylvania*, Chesapeake Sci. 16(1) : 143-147.

HLOHOWSKYJ, C.P., M.M. COBURN et T.M. CAVENDER, 1989. *Comparison of a pharyngeal filtering apparatus in seven species of the herbivorous cyprinid genus, Hybognathus (Pisces : Cyprinidae)*, Copeia 1 : 172-183.

HODSON, P.V., M. MCWHIRTER, K. RALPH, B. GRAY, D. THIVIERGE, J.H. CAREY, G. VAN DER KRAAK, D.M. WHITTLE et M.C. LÉVESQUE, 1992. *Effects of bleached kraft mill effluent on fish in the St-Maurice river, Québec*, Environ. Toxicol. Chem. 11 : 1635-1651.

HONTELA, A., C. DANIEL et J.B. RASMUSSEN, 1997. *Structural and functional impairment of the hypothalamo-pituitary-interrenal axis in fish exposed to bleached kraft mill in the St-Maurice river, Québec*, Ecotoxicology 6 : 1-12.

HOYER, M. V. et D. E. CANFIELD, Jr., 1991. *A phosphorus-fish standing crop relationship for streams?*, Lake and Reserv. Manage. 7(1) : 25-32.

HUET, M., 1959. *Profiles and biology of western European streams as related to fish management*, Trans. Am. Fish. Soc. 88(3) : 155-163.

HUGHES, R.M. et J.R. GAMMON, 1987. *Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River Oregon*, Trans. Am. Fish. Soc. 116 : 196-209.

HUGHES, R.M., P.R. KAUFMANN, A.T. HERLIHY, T.M. KINCAID, L. REYNOLDS et D.P. LARSEN, 1998. *A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 1618-1631.

JACKSON, D.A., K.M. SOMERS et H.H. HARVEY, 1989. *Are similarity co-efficients measures of association and co-occurrence or simply measures of occurrence?*, Amer. Nat. 133: 436-453.

-
- KARR, J.R., 1981. *Assessment of biotic integrity using fish communities*, FISHD 6(6) : 21-27.
- KARR, J.R., 1987. *Biological monitoring and environmental assessment : A conceptual framework*, Environ. Manage. 11(2) : 249-256.
- KARR, J. R., 1991. *Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management*, Ecol. Applic. 1(1) : 66-84.
- KARR, J. R. et D. R. DUDLEY, 1981. *Ecological perspective on water quality goals*, Environ. Manage. 5(1) : 55-68.
- KARR, J.R., R.C. HEIDINGER et E.H. HELMER, 1985. *Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity*, Journal WCPF 57(9) : 912-915.
- KARR, J. R., K.D. FAUSCH, P.L. ANGERMEIER, P.R. YANT et I.J. SCHLOSSER, 1986. *Assessing biological integrity in running waters : a method and its rationale*, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28 p.
- KARR, J.R., P.R. YANT, K.D. FAUSCH et I.J. SCHLOSSER, 1987. *Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams*, Trans. Am. Fish. Soc. 116 (1) : 1-11.
- KEAST, A., 1985. *The piscivore feeding guild of fishes in small freshwater ecosystems*, Environmental Biology of Fishes 12(2) : 119-129.
- KEAST, A. et D. WEBB, 1966. *Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Lake Opinicon, Ontario*, J. Fish. Res. Board Can. 23(12) : 1845-1874.
- KHAN, R.A., D. BARKER, R. HOOPER et E.M. LEE, 1992. *Effect of pulp and paper effluent on a marine fish, Pseudopleuronectes americanus*, Bull. Environ. Contam. Toxicol. 48 : 449-456.
- KLEIN, R.D., 1979. *Urbanization and stream quality impairment*, Water Resour. Bull. 15(4) : 948-963.
- KUSHLAN, J. A., 1976. *Environmental stability and fish community diversity*, Ecology 57 : 821-825.
- LACASSE, S. et P. MAGNAN, 1994. *Distribution post-glaciaire de l'omble de fontaine dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent : impact des interventions humaines*. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 83 p.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 p. + 9 annexes.
-

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.

LAFLAMME, D., 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, 82 p. + 9 annexes.

LAPIERRE, L., 1995. *Teneurs en dioxines, furannes, mercure, BPC et autres contaminants dans les poissons capturés dans le Saint-Maurice en 1989 et en 1993*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN950433, collection QE-100, 82p. + 7 annexes.

LAPIERRE, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : contamination des poissons, de l'eau et des sédiments, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0294, rapport EA/2002-05, 128 p. et 14 annexes.

LARIMORE, R.W., et P.W. SMITH, 1963. *The fishes of Champaign country, Illinois, as affected by 60 years of stream changes*, Ill. Nat. Hist. Surv. Bull. 28 : 299-382.

LATOUR, N., J. DUBÉ, Y. GRAVEL et G. PAGEAU, 1980. *L'alimentation de 18 espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent*, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, Service de la faune aquatique, document RRF53, 121 p.

LARKIN, P. A. et T. G. NORTHCOTE, 1969. *Fish as indices of eutrophication*, dans *Eutrophication : Causes, Consequences, Correctives*, National Academy of Sciences, Washington,

LARSEN, D.P., J.M. OMERNIK, R.M. HUGHES, C.M. ROHM, T.R. WHITTIER, A.J., KINNEY, A.L. GALLANT et D.R. DUDLEY, 1986. *Correspondence between spatial patterns in fish assemblages in Ohio streams and aquatic ecoregions*, Environ. Manage. 10(6) : 815-828.

LATHROP, R. C., 1988. *Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green blooms in a hypereutrophic lake*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45 : 2061-2075.

LEGENDRE, V., 1960. *Clef des cyprinidés ou ménés du Québec*, Le Jeune Naturaliste 9 et 10 : 178-212.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1983. *Numerical Ecology*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 335 p.

LEGENDRE, P. et A VAUDOR, 1991. *Le logiciel R - Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale*, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, iv + 144 p.

LEONARD, P. M. et D. J. ORTH, 1986. *Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams*, Trans. Am. Fish. Soc. 115 : 401-414.

LYONS, J., 1992. *Using the Index of Biotic Integrity (IIB) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin, North Central Forest Experiment Station, Forest Service - U.S., Department of Agriculture, St. Paul, Minnesota, General technical Report NC-149.*

LYONS, J., L. WANG et T.D. SIMONSON, 1996. *Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin, N. Am. J. Fish. Manage.* 16(2) : 241-256.

MACARTHUR, R. H., 1955. *Fluctuations of animal populations and measure of community stability, Ecology* 36 : 533-536.

MACARTHUR, R.H. et E.O. WILSON, 1963. *An equilibrium theory of insular zoogeography, Evolution* 17 : 373-387.

MAHONEY, J.B., F.H. MIDLIGE et D.G. DEUEL, 1973. *A fin rot disease of marine and euryhaline fishes in the New York Bight, Trans. Am. Fish. Soc.* 102(3) : 596-605.

MANLY, B. F. J., 1990. *Multivariate statistical methods : a primer, Chapman et Hall (eds), NY, USA, 159 p.*

MARET, T.R., C.T. ROBINSON et G.W. MINSHALL, 1997. *Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the Upper Snake River Basin, Trans. Am. Fish. Soc.* 126 : 200-216.

MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. « *Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu* », dans *Le bassin versant de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022, section 5.

MATTHEWS, W.J., 1985. *Distribution of midwestern fishes on multivariate environmental gradients, with emphasis on Notropis lutrensis, Am. Midl. Nat.* 113(2) : 225-237.

MATTHEWS, W.J. et J. STYRON, 1981. *Tolerance of headwater vs. mainstream fishes for abrupt physiological changes, Am. Midl. Nat.* 105(1) : 149-158.

MEARNS, A.J. et M. SHERWOOD, 1974. *Environmental aspects of fin erosion and tumors in Southern California dover sole, Trans. Am. Fish. Soc.* 103(4) : 799-810.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1996. *Convention sur la diversité biologique. Stratégie de mise en œuvre au Québec*, gouvernement du Québec, envirodoq : EN96048, 112 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998a. *Suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique : 1997-1998*. Rapport annuel, Centre de coordination et de suivi de la biodiversité, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, envirodoq : EN970291, 55 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998b. *Changement du nom français des poissons du genre Moxostoma, Québec*, Lettre du sous-ministre adjoint au Patrimoine faunique et naturel.

MENVIQ (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC), 1990. *Critères de la qualité de l'eau*, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec, 423 p.

METCALFE, J. L., 1989. *Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe*, Environ. Pollut. 60 : 101-139.

MILLER, D.L., R.M. HUGHES, J.R. KARR, P.B. MOYLE, L.H. SCHRADER, B.A. THOMPSON, R.A. DANIELS, K. D. FAUSCH, G.A. FITZHUGH, J.R. GAMMON, D.B. HALLIWELL, P.L. ANGERMEIER et D.J. ORTH, 1988. *Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management*, Fisheries 13(5) : 12-20.

MOYLE, P.B. et M.P. MARCHETTI, 1999. *Applications of indices of biotic integrity to California streams and watersheds*, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press LLC, p. 367-380.

MUNKITTRICK, K.R., M.R. SERVOS, J.H. CAREY ET G.J. VAN DER KRAAK, 1997. *Environmental impacts of pulp and paper wastewater; evidence for a reduction in environmental effects at North American pulp mills since 1992*, Wat. Sci. Technol. 35(2-3) : 329-338.

NIEMELA, S., E. PEARSON, T.P. SIMON, R.M. GOLDSTEIN et P.A. BAILEY. 1999. *Development of an index of biotic integrity for the species-depaupate Lake Agassiz ecoregion, North Dakota and Minnesota*, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press LLC, p. 339-366.

OBERDOFF, T. et R.M. HUGHES, 1992. *Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin France*, Hydrobiol. 228 : 117-130.

OHIO EPA, 1987a. *Biological criteria for the protection of aquatic life - Volume I : The role of biological data in water quality assessment*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

OHIO EPA, 1987b. *Biological criteria for the protection of aquatic life - Volume II : Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

OHIO EPA, 1987c. *Biological criteria for the protection of aquatic life - Volume III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

PAGE, L.M. et B.M. BURR, 1991. *A field guide to freshwater fishes of : North America North of Mexico*, Boston, Houghton Mifflin Company, the Peterson field guide series; 42, 432 p.

PALLER, M.H., 1994. *Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams*, Trans. Am. Fish. Soc. 123 : 150-161.

PELLETIER, L., 2002a, *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité des eaux, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0290, rapport n° EA/2002-01, 23 p. et 6 annexes.

PELLETIER, L., 2002b. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0291, rapport n° EA/2002-02, 85 p. et 4 annexes.

PICHÉ, I., 1998. « *Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu* », dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.

PICHÉ, I. et M. SIMONEAU, 1998. « *Le bassin de la rivière Richelieu : profil géographique, sources de pollution, intervention d'assainissement et qualité des eaux* », dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 1.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

POWER, M.E., R.J. STOUT, C.E. CUSHING, P.P. HARPER, F.R. HAUER, W.J. MATTHEWS, P.B. MOYLE, B. STATZNER et I.R. WAIS DE BADGEN, 1988. *Biotic and abiotic controls in river and stream communities*, J. N. Am. Benthol. Soc. 7(4) : 456-479.

PROBST, W.E., C.F. RABENI, W.G. COVINGTON et R.E. MARTENEY, 1984. *Resource use by stream-dwelling rock bass and smallmouth bass*, Trans. Am. Fish. Soc. 113 : 283-294.

PUSEY, B. J., A. H. ARTHINGTON et M. G. READ, 1993. *Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary river, south-eastern Queensland : the influence of habitat structure*, Env. Biol. Fish. 37 : 355-380.

RABENI, C.F. et R.B. JACOBSON, 1993. *The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams*, Freshw. Biol. 29 : 211-220.

RAHEL, F.J. et W.A. HUBERT, 1991. *Fish assemblages and habitat gradients in a rocky mountain-Great Plains stream : biotic zonation and additive patterns of community change*, Trans. Am. Fish. Soc. 120 : 319-332.

RANKIN, E.T. et C.O. YODER, 1990. *The nature of sampling variability in the index of biotic integrity (IBI) in Ohio streams*, dans : W.S., ed. Proceedings of the 1990 Midwest pollution control biologists meeting, EPA/905/9-90-005, Chicago, IL : United States Environmental Protection Agency Region 5, Environmental Sciences Division : 9-18.

RANKIN, E.T. et C.O. YODER, 1999. *Ajustments to the index of biotic integrity: a summary of Ohio experiences and some suggested modifications*, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press LLC, p. 625-637.

RAPPORT, D. J., H. A. REGIER et T. C. HUTCHINSON, 1985. *Ecosystem behaviour under stress*, Am. Nat. 125 : 617-640.

REASH, R.J. et T.M. BERRA, 1989. *Incidence of fin erosion and anomalous fishes in a polluted stream and a nearby clean stream*, Water Air Soil Pollut. 47 : 47-63.

REYES-GAVILAN, F.G., R. GARRIDO, A.G. NICIEZA, M.M. TOLEDO et F. BRANA, 1996. *Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams*, Hydrobiol. 321: 155-163.

RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. + 12 annexes.

RICHARD, Y, 1996. *Les rivières Saint-François et Magog : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. + 10 annexes.

ROBINS, C.R., R.M. BAILEY, C.E. BONDM, J.R. BROOKER, E.A. LACHNER, R.N. LEA et W.B. SCOTT, 1991. *Common and scientific names of the fishes from the United States and Canada*. 5th ed., American Fisheries Society, Special Publication 20, 183 p.

ROHLF, F.J., 1994. *NTSYS-PC numerical taxonomy and multivariate analysis system*, Exeter software publisher, Setauket, N.Y.

SAINT-JACQUES, N., 1996. *Flexibility, and the foraging behaviour of the white sucker *Catostomus commersoni**, Master's thesis, University of Toronto, 131 p.

SAINT-JACQUES, N., 1998. « *Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu* », dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 5.

SANDERS, R.E., R.J. MILTNER, C.O. YODER et E.T. RANKIN, 1999. *The use of external deformities, erosions, lesions and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources : a case study of seven Ohio streams*, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press LLC, p. 225-246.

SAS INSTITUTE INC., 1990. *SAS/STAT User's guide*, version 6, fourth edition, volume 1 et 2, Cary, N.C., 1686 p.

SCHINDLER D.W., 1974. *Eutrophication and recovery in experimental lakes : implications for lake management*, Sci. (Washington, DC) 184 : 887-899.

SCHINDLER, D.W. et E.J. FEE, 1974. *Experimental lakes area : whole lake experiments in eutrophication*, J. Fish. Res. Board Can. 31 : 937-953.

SCHLOSSER, I.J., 1987. *A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams*, dans: *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, Matthews, W.J. et D. C. Heins (eds), University of Oklahoma Press : Norman et London, p. 17-24.

SCHLOSSER, I.J., 1991. *Stream fish ecology : a landscape perspective*, BioSci. 41(10) : 704-712.

SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN, 1973. *Freshwater Fishes of Canada*, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, 966 p.

SCOTT, M.C. et L.W. HALL. Jr., 1997. *Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams*, Trans. Am. Fish. Soc. 126 (3) : 349-360.

SELYE, H., 1950. *Stress and general adaptation syndrome*, Br. Med. J. 1: 1383-1392.

SHEEHAN, P. J., D.R. MILLER, G.C. BUTLER et P. BOURDEAU (eds), 1984. *Effects of pollutants at the ecosystem level*, Scope 22, John Wiley and Sons, 443 p.

SHERWOOD, M.J. et A.J. MEARNES, 1977. *Environmental significance of fin erosion in southern California demersal fishes*, Ann. N.Y. Acad. Sci. 298 : 177-179.

SIMONS, T.P. et J. LYONS, 1995. *Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems*, dans : *Biological Assessment and Criteria : Tools for water resource planning and decision making*, Davis W.S. et T. P. Simon eds, Lewis Publishers, pp. 245-262.

SMITH, R. L., 1990. *Ecology and Field Biology*, Harper et Row (eds), N.Y., 922 p.

SMITH, S.B., M.A. BLOUIN et M.J. MAC, 1994. *Ecological comparisons of Lake Erie tributaries with elevated incidence of fish tumors*, J. Great Lakes Res. 20(4) : 701-716.

SONSTEGARD, R., 1977. *Environmental carcinogenesis studies in fishes of the Great Lakes of North America*, Ann. N.Y. Acad. Sci. 298 : 261-269.

SPOONER J., L. WYATT, S.W. COFFEY, S.L. BRICHFORD, J. A. ARNOLD, M. D. SMOLEN, G. D. JENNINGS et J. A. GALE, 1991. *Fate and effects of pollutants : nonpoint sources*, Journal WPCF 63(4) : 527-536.

ST-ONGE, J., 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960456, rapport n° EA-8, 45 p. + 7 annexes.

THARRATT, R.C., 1959. *Food of yellow perch, Perca flavescens (Mitchill) in Saginaw Bay, Lake Huron*, Trans. Am. Fish. Soc. 88(4) : 330-331.

TRAMER, E.J. et P.M. ROGERS, 1973. *Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area*, Am. Midl. Nat. 90(2) : 366-374.

TRAUTMAN, M.B. et D.K. GARTMAN, 1974. *Re-evaluation of the effects of man-made modifications on Gordon Creek between 1887 and 1973 and especially as regards its fish fauna*, Ohio J. Sci. 74(3) : 162-173.

TSAI, C. 1972. *Life history of the eastern johnny darter, Etheostoma olmstedii Storer, in cold tail water and sewage-polluted water*, Trans. Am. Fish. Soc. 101(1) : 80-88.

VAN DEN AVYLE, M.J., S.J. GARVICK, V.S. BLAZER, S.J. HAMILTON et W.G. BRUMBAUGH, 1989. *Skeletal deformities in smallmouth bass, Micropterus dolomieu, from Southern Appalachian Reservoirs*, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18 : 688-696.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL et C.E. CUSHING, 1980. *The river continuum concept*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37 : 130-137.

VLADYKOV, V.D., 1950. *Larvae of eastern American lampreys (Petromyzonidae)*, Naturaliste Can. 77(3-4) : 73-95.

WHITTIER, T.R., D.B. HALLIWELL et S.G. PAULSEN, 1997. *Cyprinid distributions in Northeast U.S.A. lakes : evidence of regional-scale minnow diversity losses*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 1593-1607.

WICHERT, G.A. et D.J. RAPPORT, 1998. *Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin*, Environ. Manage. 22(3) : 425-443.

WRIGHT, D.H., D.J. CURRIE et B.A. MAURER, 1993. *Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales: historical and geographical perspectives*, dans: Ricklefs, R.E. et D. Schluter (eds), *Species diversity in ecological communities*, The University of Chicago Press, Chicago, p. 66-74.

YANT, P.R., J.R. KARR et P.L. ANGERMEIER, 1984. *Stochasticity in stream fish communities : an alternative interpretation*, Am. Nat. 124(4) : 573-582.

YODER, C.O. et E.T. RANKIN, 1995. *Biological response signatures and the area degradation value : new tools for interpreting multimetric data*, dans : *Biological assessment and criteria : tools for water resources planning and decision making* (Chapter 17), Davis, W.S et T.P. Simon (eds), Lewis Publisher, Florida, p. 263-286.

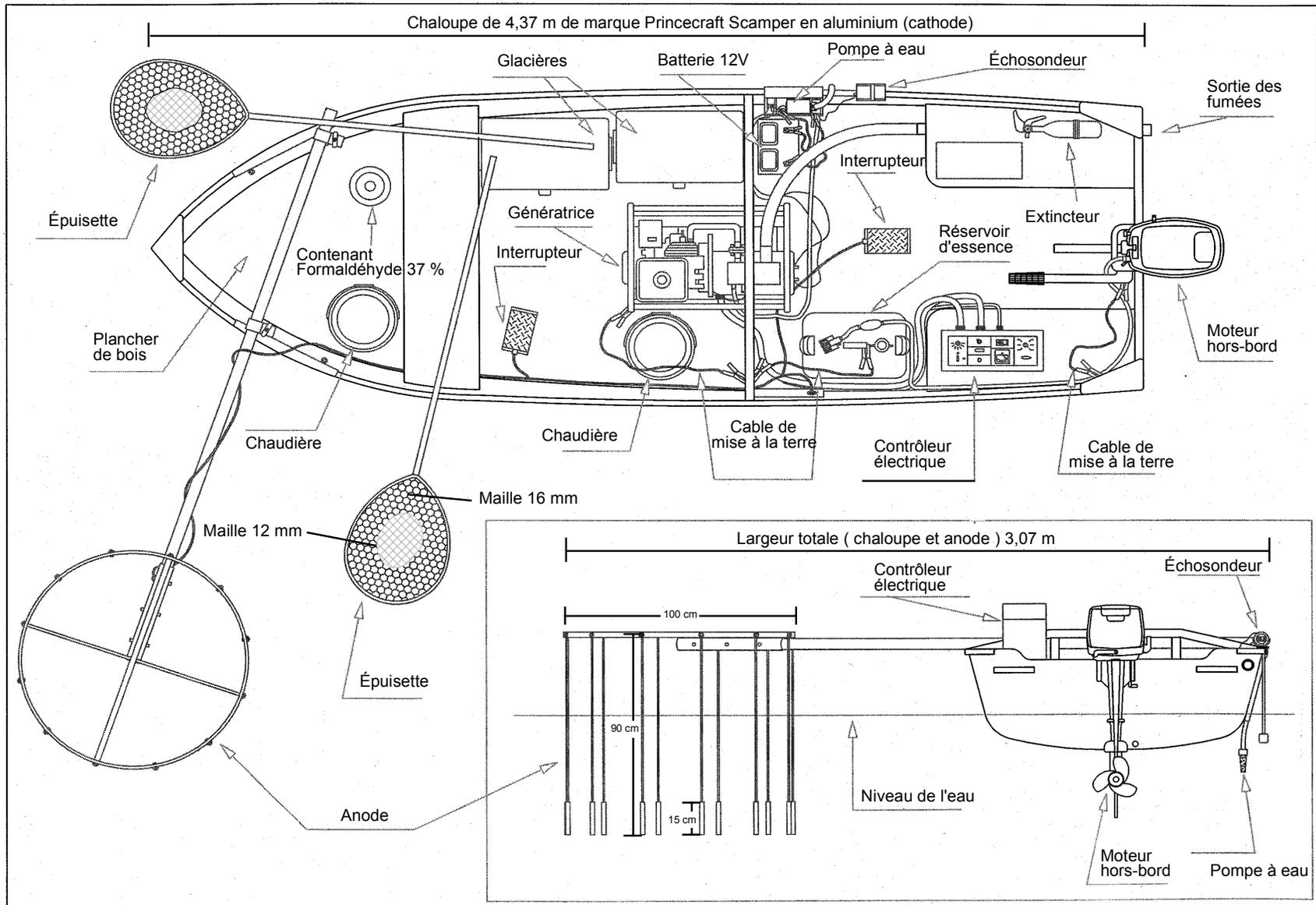
ZALEWSKI, M., P. FRANKIEWICZ, M. PRZYBYLSKY, J. BANDURA et M. NOWAK, 1990. *Structure and dynamics of fish communities in temperate rivers in relation to the abiotic-biotic regulatory continuum concept*, Pol. Arch. Hydrobiol. 37(1-2): 151-176.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage des poissons

Distance de l'embouchure (km)	Station			Échantillonnage			
	Coordonnées ¹			Ichtyologique			
	UTM Est	UTM Nord	No de carte	Effort de pêche (sec)	Longueur de rive ² (m)	Méthode	Date
Rivière Saint-Maurice							
3,5	687630	5137380	31 I / 7	1425	1500	Bateau	1996-09-10
7,8	683700	5138800	31 I / 7	1344	1500	Bateau	1996-09-18
16,7	677570	5143280	31 I / 7	959	70	À Gué ³	1996-09-18
25,7	670930	5148840	31 I / 7	1540	1500	Bateau	1996-08-29
29,1	670830	5152220	31 I / 10	1527	1500	Bateau	1996-08-29
31,3	670390	5154390	31 I / 10	1653	1500	Bateau	1996-08-21
34	671520	5155990	31 I / 10	1438	1250	Bateau	1996-09-17
36,1	673080	5155990	31 I / 10	1591	1500	Bateau	1996-09-17
39,1	674510	5158710	31 I / 10	1444	1500	Bateau	1996-09-16
44,3	678290	5161440	31 I / 10	1808	1500	Bateau	1996-08-28
48	677780	5164060	31 I / 10	1166	1000	Bateau	1996-08-28
51,2	677240	5167040	31 I / 10	1791	1500	Bateau	1996-08-26
57	675100	5171990	31 I / 10	1776	1500	Bateau	1996-08-27
64,8	670980	5177560	31 I / 10	1620	1500	Bateau	1996-09-05
70,8	668690	5182670	31 I / 15	1682	1500	Bateau	1996-08-19
96,5	657500	5196670	31 I / 15	1436	1500	Bateau	1996-09-04
107,1	658790	5205470	31 I / 15	1335	1500	Bateau	1996-09-19
135,4	659990	5231310	31 P / 2	1518	1500	Bateau	1996-08-22
152,7	666110	5243680	31 P / 7	1321	1500	Bateau	1996-08-20
158	666300	5248950	31 P / 7	1562	1500	Bateau	1996-08-15
163,5	665290	5254290	31 P / 7	1792	1500	Bateau	1996-08-14
164,5	666140	5255120	31 P / 7	1021	1000	Bateau	1996-08-13
174,1	666880	5264850	31 P / 10	1148	1000	Bateau	1996-08-12
Rivière Shawinigan							
S0,2	671120	5156210	31 I / 10	747	700	Bateau	1996-09-11
S1,2	671710	5156950	31 I / 10	964	50	À Gué ⁴	1996-09-09
S6,4	671750	5161140	31 I / 10	649	50	À Gué ⁵	1996-09-24
S9,5	669000	5162320	31 I / 10	571	50	À Gué ³	1996-09-24
S16,5	664010	5162670	31 I / 10	641	50	À Gué ³	1996-09-25
S24,5	658160	5164350	31 I / 10	556	50	À Gué ³	1996-09-24

¹ Système de référence géodésique nord-américain, 1927

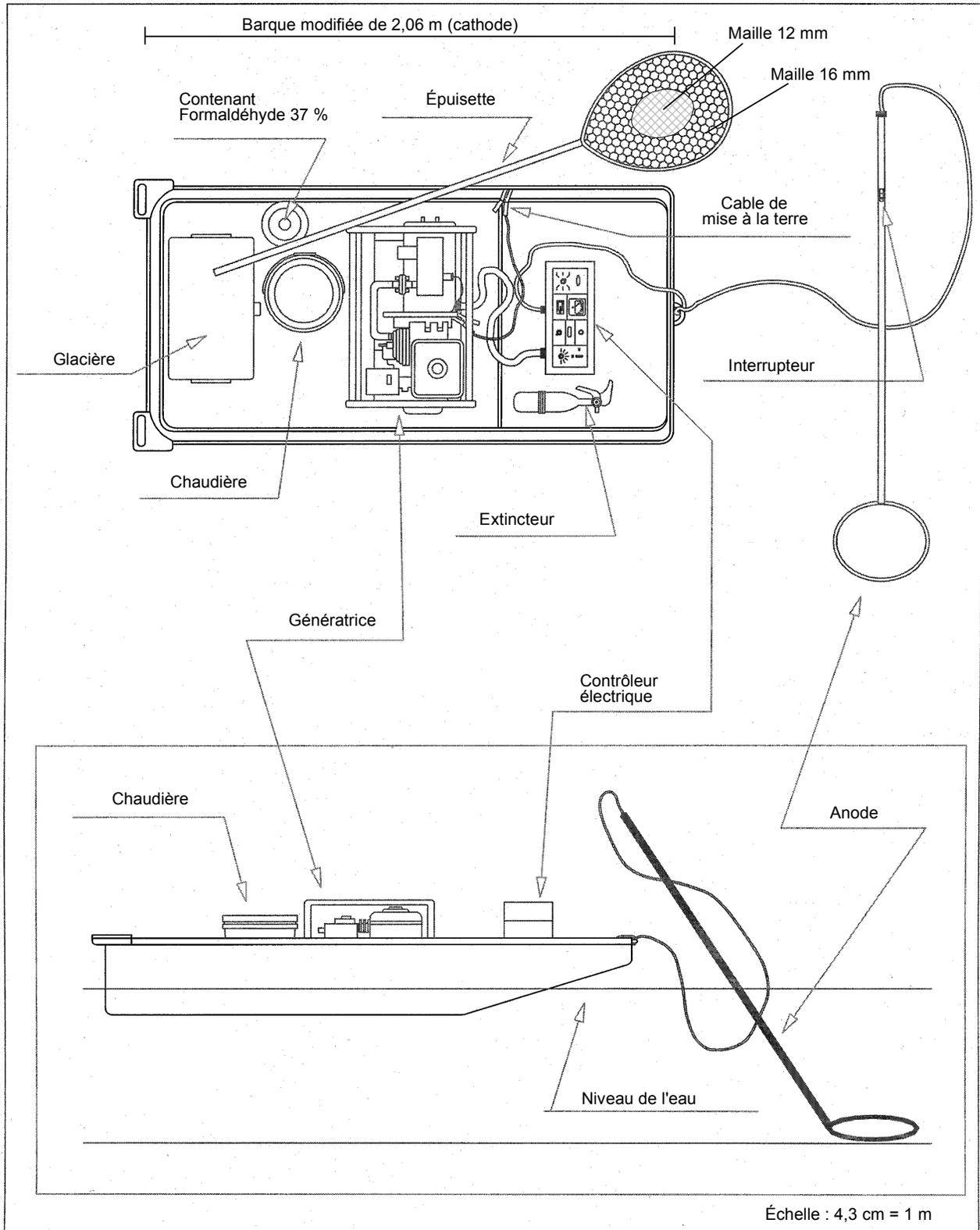
² Inclut les deux rives ³ Rive gauche seulement ⁴ D'une rive à l'autre ⁵ Rive droite seulement



Annexe 2a Schéma de l'embarcation de pêche électrique (1995)

Échelle : 3,9 cm = 1 m

Dessin : Yves Laporte



Annexe 2b Schéma de l'embarcation de pêche électrique à gué (1995)

Dessin : Yves Laporte

Annexe 3 Liste des anomalies externes chez les poissons (adapté de OHIO EPA, 1987c)

1. Déformation de la tête, du squelette, des nageoires ou autres parties du corps
 2. Érosion des nageoires
 3. Lésions, tumeurs
 4. Points noirs (black spots) - infestation grave : les points couvrent en grande partie le corps et la distance entre les points est inférieure ou égale au diamètre des yeux
 5. Sangsues - infestation grave : six sangsues ou plus attachées au corps ou présence de marques d'attache
 6. Champignons
 7. Copépodes parasites - infestation grave : six parasites ou plus ou présence de marques d'attache
 8. Aveugle - œil manquant ou opacité totale d'un œil
 9. Pauvre condition - poisson excessivement maigre
 10. Parasites externes autres que ceux déjà identifiés
 11. Yeux exorbités (*Popeye disease*)
 12. Déformation ou enroulement des écailles
 13. Autres anomalies
-
-

Annexe 4 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice

Numéro de stations	3.5	7.8	16.7	25.7	29.1	31.3	34	36.1	39.1	44.3	48	51.2
BARBOTTE BRUNE	-	-	-	1	1	-	2	5	-	1	1	-
	-	-	-	(0,04)	(0,04)	-	(0,08)	(0,19)	-	(0,03)	(0,05)	-
CRAPET DE ROCHE	7	5	1	32	22	-	26	26	5	17	4	22
	(0,29)	(0,22)	(0,06)	(1,25)	(0,86)	-	(1,01)	(0,98)	(0,21)	(0,56)	(0,21)	(0,74)
MEUNIER NOIR	-	1	8	22	33	8	3	10	2	38	8	2
	-	(0,04)	(0,50)	(0,86)	(1,30)	(0,29)	(0,12)	(0,38)	(0,08)	(1,26)	(0,41)	(0,07)
DARD-PERCHE	3	1	1	58	20	66	55	97	43	58	162	22
	(0,13)	(0,04)	(0,06)	(2,26)	(0,79)	(2,40)	(2,15)	(3,66)	(1,79)	(1,92)	(8,34)	(0,74)
PERCHAUDE	6	1	-	26	23	49	25	50	32	46	75	89
	(0,25)	(0,04)	-	(1,01)	(0,90)	(1,78)	(0,98)	(1,89)	(1,33)	(1,53)	(3,86)	(2,98)
OUITOUCHE	21	20	55	51	28	42	17	76	61	158	5	29
	(0,88)	(0,89)	(3,44)	(1,99)	(1,10)	(1,52)	(0,66)	(2,87)	(2,53)	(5,24)	(0,26)	(0,97)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	-	7	1	61	118	46	-	24	19	123	-	2
	-	(0,31)	(0,06)	(2,38)	(4,64)	(1,67)	-	(0,91)	(0,79)	(4,08)	-	(0,07)
CRAPET-SOLEIL	3	1	-	15	14	7	4	6	2	31	4	83
	(0,13)	(0,04)	-	(0,58)	(0,55)	(0,25)	(0,16)	(0,23)	(0,08)	(1,03)	(0,21)	(2,78)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	1	3	1	5	8	9	8	5	2	2	14	7
	(0,04)	(0,13)	(0,06)	(0,19)	(0,31)	(0,33)	(0,31)	(0,19)	(0,08)	(0,07)	(0,72)	(0,23)
CHATTE DE L'EST	-	-	-	6	-	-	-	-	-	4	1	5
	-	-	-	(0,23)	-	-	-	-	-	(0,13)	(0,05)	(0,17)
QUEUE À TACHE NOIRE	-	1	-	8	11	-	-	31	1	-	-	-
	-	(0,04)	-	(0,31)	(0,43)	-	-	(1,17)	(0,04)	-	-	-
MEUNIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE DE L'EST	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,05)	-
GRAND BROCHET	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
	-	-	-	-	(0,04)	-	-	-	-	-	-	(0,03)
FONDULE BARRÉ	-	-	2	-	-	-	1	-	1	-	-	-
	-	-	(0,13)	-	-	-	(0,04)	-	(0,04)	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	(0,13)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ ÉMERAUDE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,04)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RASEUX-DE-TERRE GRIS	24	6	8	-	4	4	-	-	-	-	-	-
	(1,01)	(0,27)	(0,50)	-	(0,16)	(0,15)	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER BLANC	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	(0,04)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER ROUGE	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,04)	(0,04)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	5	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,21)	(0,63)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOMBRE TOTAL	72	62	79	285	283	231	141	330	168	478	275	262
NOMBRE D'ESPÈCES	10	13	9	11	12	8	9	10	10	10	10	10
PUE TOTALE	3,0	2,8	4,9	11,1	11,1	8,4	5,5	12,4	7,0	15,9	14,2	8,8

Annexe 4 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice

Numéro de stations	57	64,8	70,8	96,5	107,1	135,4	152,7	158	163,5	164,5	174,1
BARBOTTE BRUNE	-	3	-	-	-	1	-	2	7	7	-
	-	(0,11)	-	-	-	(0,04)	-	(0,08)	(0,23)	(0,41)	-
CRAPET DE ROCHE	18	20	5	4	6	4	5	2	9	20	-
	(0,61)	(0,74)	(0,18)	(0,17)	(0,27)	(0,16)	(0,23)	(0,08)	(0,30)	(1,18)	-
MEUNIER NOIR	1	3	2	10	2	14	4	15	6	7	1
	(0,03)	(0,11)	(0,07)	(0,42)	(0,09)	(0,55)	(0,18)	(0,58)	(0,20)	(0,41)	(0,05)
DARD-PERCHE	15	10	8	32	2	5	-	1	1	1	8
	(0,51)	(0,37)	(0,29)	(1,34)	(0,09)	(0,20)	-	(0,04)	(0,03)	(0,06)	(0,42)
PERCHAUDE	53	60	49	9	6	17	22	27	30	11	5
	(1,79)	(2,22)	(1,75)	(0,38)	(0,27)	(0,67)	(1,00)	(1,04)	(1,00)	(0,65)	(0,26)
OUITOUCHE	6	52	45	3	50	6	2	13	1	-	11
	(0,20)	(1,93)	(1,61)	(0,13)	(2,25)	(0,24)	(0,09)	(0,50)	(0,03)	-	(0,57)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	11	45	42	63	106	17	27	12	61	1	4
	(0,37)	(1,67)	(1,50)	(2,63)	(4,76)	(0,67)	(1,23)	(0,46)	(2,04)	(0,06)	(0,21)
CRAPET-SOLEIL	54	29	20	-	1	-	-	-	-	-	-
	(1,82)	(1,07)	(0,71)	-	(0,04)	-	-	-	-	-	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	4	7	3	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,14)	(0,26)	(0,11)	-	-	-	-	-	-	-	-
CHATTE DE L'EST	5	7	-	-	1	-	9	1	1	10	-
	(0,17)	(0,26)	-	-	(0,04)	-	(0,41)	(0,04)	(0,03)	(0,59)	-
QUEUE À TACHE NOIRE	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	(0,03)	(0,04)	-	-	-	-	-	(0,04)	-	-	-
MEUNIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,03)	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	-	3	5	2	-	-	2	1	-
	-	-	-	(0,13)	(0,22)	(0,08)	-	-	(0,07)	(0,06)	-
LAMPROIE DE L'EST	-	-	-	6	3	11	2	8	6	1	-
	-	-	-	(0,25)	(0,13)	(0,43)	(0,09)	(0,31)	(0,20)	(0,06)	-
GRAND BROCHET	-	-	-	1	-	1	3	2	5	1	-
	-	-	-	(0,04)	-	(0,04)	(0,14)	(0,08)	(0,17)	(0,06)	-
FONDULE BARRÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ ÉMERAUDE	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	(0,11)	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-
	-	-	-	-	(0,04)	(0,04)	-	(0,04)	-	-	-
RASEUX-DE-TERRE GRIS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER BLANC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	1	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-
	(0,03)	-	-	-	(0,13)	(0,08)	-	-	-	-	-
NOMBRE TOTAL	169	237	177	131	186	81	74	85	130	60	29
NOMBRE D'ESPÈCES	11	11	9	9	12	12	8	12	12	10	5
PUE TOTALE	5,7	8,8	6,3	5,5	8,4	3,2	3,4	3,3	4,4	3,5	1,5

Annexe 5 Biomasse totale (g) et biomasse par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice

Numéro de stations	3,5	7,8	16,7	25,7	29,1	31,3	34	36,1	39,1	44,3	48	51,2
BARBOTTE BRUNE	-	-	-	12,3	29,6	-	156,2	39	-	6,5	56,5	-
	-	-	-	(0,48)	(1,16)	-	(6,09)	(1,47)	-	(0,22)	(2,91)	-
CRAPET DE ROCHE	66,4	35,2	11,3	368,7	83,4	-	168,2	370,2	264,3	380,6	273	518
	(2,80)	(1,57)	(0,71)	(14,36)	(3,28)	-	(6,56)	(13,96)	(10,98)	(12,63)	(14,05)	(17,35)
MEUNIER NOIR	-	2,4	22,8	492	513	258,6	735,7	877,7	948,9	2786,7	1567,7	36,2
	-	(0,11)	(1,43)	(19,17)	(20,16)	(9,39)	(28,70)	(33,10)	(39,43)	(92,48)	(80,67)	(1,21)
DARD-PERCHE	8,9	1,7	2,3	163,2	68	253,8	283,8	463,1	147,7	241,3	814	95,1
	(0,37)	(0,08)	(0,14)	(6,36)	(2,67)	(9,21)	(11,07)	(17,46)	(6,14)	(8,01)	(41,89)	(3,19)
PERCHAUDE	85,2	3	-	700,8	616,6	979	637,6	1650,9	418,5	785,3	1957,8	1440,6
	(3,59)	(0,13)	-	(27,30)	(24,23)	(35,54)	(24,87)	(62,26)	(17,39)	(26,06)	(100,74)	(48,26)
OUTOUCHE	31,3	303,2	77,1	224	119,5	566,3	78,5	595,3	181,8	854,5	31,5	138,5
	(1,32)	(13,54)	(4,82)	(8,73)	(4,70)	(20,56)	(3,06)	(22,45)	(7,55)	(28,36)	(1,62)	(4,64)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	-	24,5	0,5	127,7	445,4	169,2	-	66,5	63,5	614,6	-	3,4
	-	(1,09)	(0,03)	(4,98)	(17,50)	(6,14)	-	(2,51)	(2,64)	(20,40)	-	(0,11)
CRAPET-SOLEIL	31,5	8,3	-	114,7	109	77,5	52,2	241,5	11,7	263,1	41	587,5
	(1,33)	(0,37)	-	(4,47)	(4,28)	(2,81)	(2,04)	(9,11)	(0,49)	(8,73)	(2,11)	(19,68)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	3,4	50,7	1,8	55,1	128,4	330,2	41,2	57,1	787,7	50,5	326	197,1
	(0,14)	(2,26)	(0,11)	(2,15)	(5,05)	(11,99)	(1,61)	(2,15)	(32,73)	(1,68)	(16,78)	(6,60)
CHATTE DE L'EST	-	-	-	20,3	-	-	-	-	-	19	4,6	4,2
	-	-	-	(0,79)	-	-	-	-	-	(0,63)	(0,24)	(0,14)
QUEUE À TACHE NOIRE	-	5,2	-	29,5	45,5	-	-	27,7	1,2	-	-	-
	-	(0,23)	-	(1,15)	(1,79)	-	-	(1,04)	(0,05)	-	-	-
MEUNIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE DE L'EST	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,8	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,30)	-
GRAND BROCHET	-	-	-	-	637,4	-	-	-	-	-	-	505,9
	-	-	-	-	(25,05)	-	-	-	-	-	-	(16,95)
FONDULE BARRÉ	-	-	7,5	-	-	-	3,9	-	3,2	-	-	-
	-	-	(0,47)	-	-	-	(0,15)	-	(0,13)	-	-	-
NASEUX-DES-RAPIDES	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	(0,15)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ ÉMERAUDE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	73,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(3,08)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RASEUX-DE-TERRE GRIS	35,6	8,5	15	-	6,9	6,2	-	-	-	-	-	-
	(1,50)	(0,38)	(0,94)	-	(0,27)	(0,23)	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER BLANC	-	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	(0,07)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER ROUGE	4,2	886,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,18)	(39,57)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	9,4	26,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,40)	(1,17)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	349,1	1356,9	140,7	2308,3	2802,7	2640,8	2157,3	4389	2828,5	6002,1	5077,9	3526,5
BUE TOTALE	14,7	60,6	8,8	89,9	110,1	95,9	84,2	165,5	117,5	199,2	261,3	118,1

Annexe 5 Biomasse totale (g) et biomasse par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Saint-Maurice

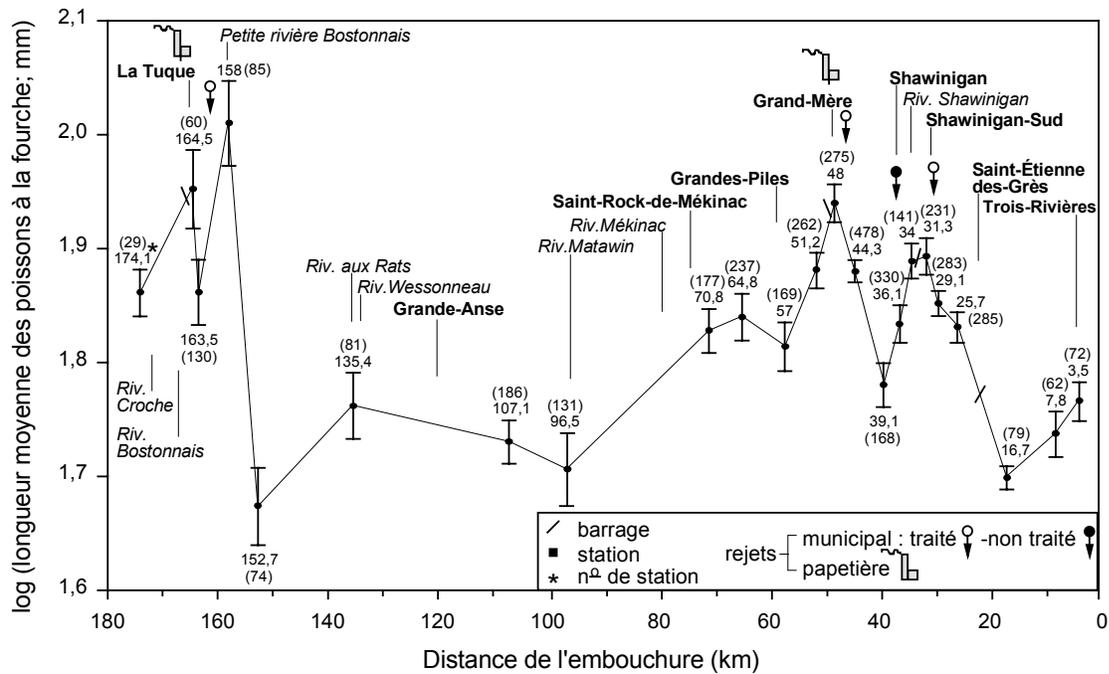
Numéro de stations	57	64,8	70,8	96,5	107,1	135,4	152,7	158	163,5	164,5	174,1
BARBOTTE BRUNE	-	361,5	-	-	-	148,3	-	97,9	71,4	117,1	-
	-	(13,39)	-	-	-	(5,86)	-	(3,76)	(2,39)	(6,88)	-
CRAPET DE ROCHE	351,8	747,9	109,9	164,2	38,2	24,4	32,6	8,8	55,4	198,1	-
	(11,89)	(27,70)	(3,92)	(6,86)	(1,72)	(0,96)	(1,48)	(0,34)	(1,85)	(11,64)	-
MEUNIER NOIR	79,9	80,3	77,7	133,2	4,6	1398,8	6,4	13779,2	4887,2	4237,9	46,6
	(2,70)	(2,97)	(2,77)	(5,57)	(0,21)	(55,29)	(0,29)	(529,29)	(163,63)	(249,04)	(2,44)
DARD-PERCHE	63,4	70,8	48,1	141,4	3,1	8	-	0,5	5,7	0,7	33,6
	(2,14)	(2,62)	(1,72)	(5,91)	(0,14)	(0,32)	-	(0,02)	(0,19)	(0,04)	(1,76)
PERCHAUDE	755,3	1180,3	810,9	99,1	50,2	27,9	189,1	276,1	87,8	92,2	16,5
	(25,52)	(43,71)	(28,93)	(4,14)	(2,26)	(1,10)	(8,59)	(10,61)	(2,94)	(5,42)	(0,86)
OUTOUCHE	4,5	66,5	157,3	4,4	113	70,9	148,6	281,3	7,1	-	87,8
	(0,15)	(2,46)	(5,61)	(0,18)	(5,08)	(2,80)	(6,75)	(10,81)	(0,24)	-	(4,59)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	5,2	150,1	162,1	27,3	272	11,3	13,9	35,4	156,4	2,5	15,1
	(0,18)	(5,56)	(5,78)	(1,14)	(12,22)	(0,45)	(0,63)	(1,36)	(5,24)	(0,15)	(0,79)
CRAPET-SOLEIL	478,8	969,9	283,5	-	11,1	-	-	-	-	-	-
	(16,18)	(35,92)	(10,11)	-	(0,50)	-	-	-	-	-	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	279,2	392,4	142,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	(9,43)	(14,53)	(5,08)	-	-	-	-	-	-	-	-
CHATTE DE L'EST	1,2	21,9	-	-	1,5	-	7,4	0,9	1,6	22,3	-
	(0,04)	(0,81)	-	-	(0,07)	-	(0,34)	(0,03)	(0,05)	(1,31)	-
QUEUE À TACHE NOIRE	0,5	0,5	-	-	-	-	-	4	-	-	-
	(0,02)	(0,02)	-	-	-	-	-	(0,15)	-	-	-
MEUNIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	900	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	(30,13)	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	-	15	9,2	5,1	-	-	13,9	6,2	-
	-	-	-	(0,63)	(0,41)	(0,20)	-	-	(0,47)	(0,36)	-
LAMPROIE DE L'EST	-	-	-	31,3	13,8	52,9	11,3	57,6	42,3	7,9	-
	-	-	-	(1,31)	(0,62)	(2,09)	(0,51)	(2,21)	(1,42)	(0,46)	-
GRAND BROCHET	-	-	-	1403,1	-	24,1	132,8	771,8	7009	36,1	-
	-	-	-	(58,63)	-	(0,95)	(6,03)	(29,65)	(234,68)	(2,12)	-
FONDULE BARRÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ ÉMERAUDE	-	-	14,4	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	(0,51)	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	-	-	-	-	13,2	4,4	-	5,2	-	-	-
	-	-	-	-	(0,59)	(0,17)	-	(0,20)	-	-	-
RASEUX-DE-TERRE GRIS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER BLANC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER ROUGE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	4,8	-	-	-	4	2,9	-	-	-	-	-
	(0,16)	-	-	-	(0,18)	(0,11)	-	-	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	2024,6	4042,1	1806,2	2019	533,9	1779	542,1	15318,7	13237,8	4721	199,6
BUE TOTALE	68,41	149,69	64,43	84,37	24	70,3	24,62	588,43	443,23	277,42	10,44

Annexe 6 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan

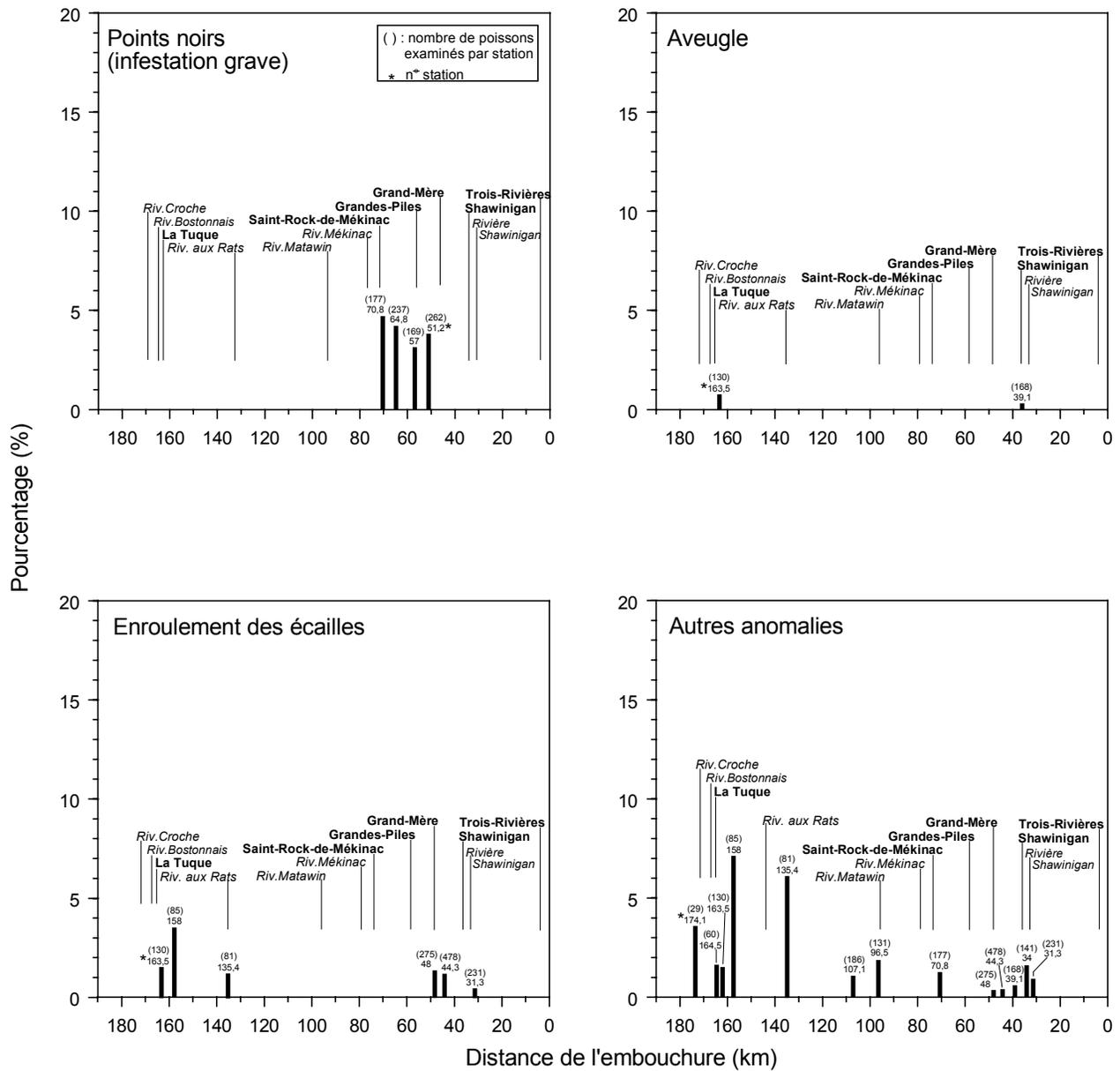
Numéro de stations	S0,2	S1,2	S6,4	S9,5	S16,5	S24,5
CRAPET DE ROCHE	17 (1,37)	28 (1,74)	11 (1,02)	- -	6 (0,56)	9 (0,97)
RASEUX-DE-TERRE GRIS	1 (0,08)	40 (2,49)	8 (0,74)	23 (2,42)	6 (0,56)	6 (0,65)
MULET À CORNES	- -	17 (1,06)	1 (0,09)	- -	11 (1,03)	2 (0,22)
LAMPROIE DE L'EST	- -	26 (1,62)	6 (0,55)	50 (5,25)	- -	- -
NASEUX DES RAPIDES	- -	- -	- -	6 (0,63)	2 (0,19)	13 (1,40)
MEUNIER ROUGE	2 (0,16)	- -	- -	- -	- -	- -
CRAPET-SOLEIL	4 (0,32)	- -	- -	- -	- -	- -
MÉNÉ ÉMERAUDE	1 (0,08)	- -	- -	- -	- -	- -
CHATTE DE L'EST	1 (0,08)	- -	- -	- -	- -	- -
QUEUE À TACHE NOIRE	1 (0,08)	- -	- -	- -	- -	- -
MEUNIER NOIR	44 (3,53)	37 (2,30)	- -	- -	1 (0,09)	- -
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	101 (8,11)	4 (0,25)	- -	- -	2 (0,19)	- -
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	6 (0,48)	4 (0,25)	2 (0,18)	- -	- -	- -
DARD-PERCHE	9 (0,72)	25 (1,56)	- -	- -	- -	- -
PERCHAUDE	4 (0,32)	1 (0,06)	- -	- -	- -	- -
OUTOUCHE	18 (1,45)	5 (0,31)	- -	- -	- -	- -
NOMBRE TOTAL	209	187	28	79	28	30
NOMBRE D'ESPÈCES	13	10	5	3	6	4
PUE TOTALE	16,8	11,6	2,6	8,3	2,6	3,2

Annexe 7 Biomasse totale (g) et biomasse par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Shawinigan

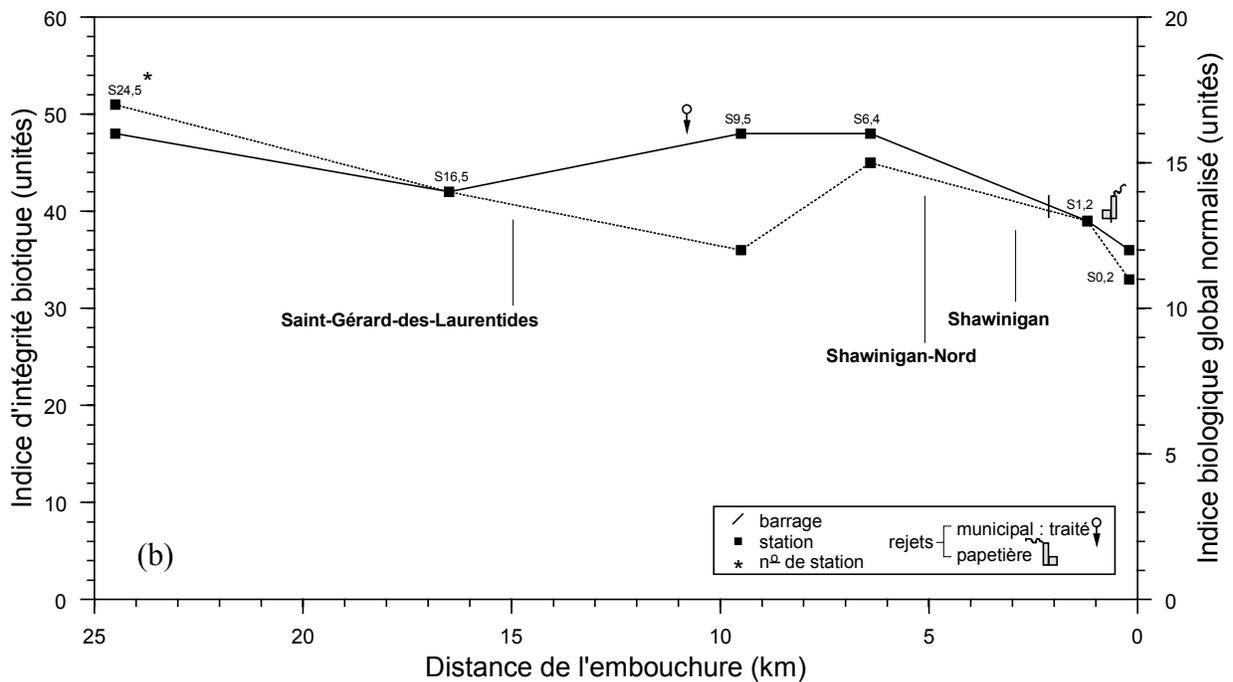
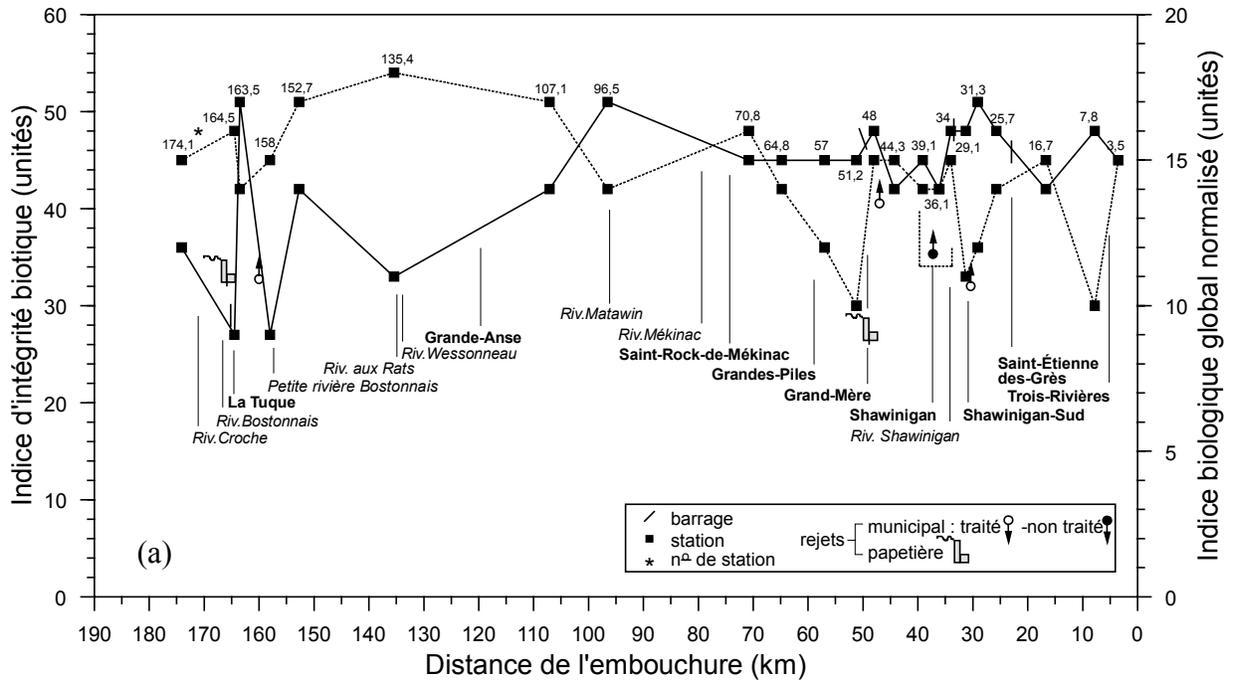
Numéro de stations	S0,2	S1,2	S6,4	S9,5	S16,5	S24,5
CRAPET DE ROCHE	871 (69,96)	495,6 (30,85)	161,3 (14,91)	- -	86,5 (8,10)	114,7 (12,38)
RASEUX-DE-TERRE GRIS	2,8 (0,22)	52,6 (3,27)	12,9 (1,19)	52,5 (5,52)	12,5 (1,17)	10,7 (1,15)
MULET À CORNES	- -	16 (1,00)	1 (0,09)	- -	78,8 (7,38)	8,6 (0,93)
LAMPROIE DE L'EST	- -	205,3 (12,78)	26,8 (2,48)	219,4 (23,05)	- -	- -
NASEUX-DES-RAPIDES	- -	- -	- -	17,1 (1,80)	27,3 (2,56)	92,2 (9,95)
MEUNIER ROUGE	1106,7 (88,89)	- -	- -	- -	- -	- -
CRAPET-SOLEIL	102,8 (8,26)	- -	- -	- -	- -	- -
MÉNÉ ÉMERAUDE	3 (0,24)	- -	- -	- -	- -	- -
CHATTE DE L'EST	3,6 (0,29)	- -	- -	- -	- -	- -
QUEUE À TACHE NOIRE	0,9 (0,07)	- -	- -	- -	- -	- -
MEUNIER NOIR	26500 (2128,51)	570,5 (35,51)	- -	- -	2,6 (0,24)	- -
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	97,7 (7,85)	2,6 (0,16)	- -	- -	4 (0,37)	- -
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	117,8 (9,46)	63 (3,92)	4,5 (0,42)	- -	- -	- -
DARD-PERCHE	48,9 (3,93)	117,8 (7,33)	- -	- -	- -	- -
PERCHAUDE	326,4 (26,22)	49,4 (3,07)	- -	- -	- -	- -
OUTOUCHE	34,4 (2,76)	202,8 (12,62)	- -	- -	- -	- -
BIOMASSE TOTALE	29216,0	1775,6	206,5	289,0	211,7	226,2
BUE TOTALE	2346,7	110,5	19,1	30,4	19,8	24,4



Annexe 8 Variation spatiale de la taille moyenne de la communauté ichthyologique de la rivière Saint-Maurice. Les barres indiquent les erreurs types associées à chacune de moyennes.



Annexe 9 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Saint-Maurice affectée par différents types d'anomalies externes



Annexe 10 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB —■—) et de l'indice biologique global normalisé (IBGN —●—) (a) de la rivière Saint-Maurice (b) de la rivière Shawinigan